

生物多样性保护 与区域可持续发展

BIODIVERSITY CONSERVATION AND REGIONAL SUSTAINABLE
DEVELOPMENT IN CHINA

第四届全国生物多样性保护与持续利用研讨会论文集
Proceedings of the Fourth National Symposium on the Conservation
and Sustainable Use of Biodiversity in China

中国科学院生物多样性委员会

Biodiversity Committee, The Chinese Academy of Sciences

国家环境保护总局自然生态保护司

Department of Ecological and Natural Conservation, State Environment Protection Administration

国家林业局野生动植物保护司

Department of Wildlife and Forest Plants Conservation, State Forestry Administration

农业部科技教育司

Department of Science, Technology and Education, Ministry of Agriculture

国家海洋局环境保护司

Department of Environment Protection, State Oceanography Administration



中国林业出版社



58.181
283

外赠

生物多样性保护与区域可持续发展

BIODIVERSITY CONSERVATION AND REGIONAL SUSTAINABLE
DEVELOPMENT IN CHINA

第四届全国生物多样性保护与持续利用研讨会论文集
Proceedings of the Fourth National Symposium on the Conservation
and Sustainable Use of Biodiversity in China

中国科学院生物多样性委员会

Biodiversity Committee, The Chinese Academy of Sciences

国家环境保护总局自然生态保护司

Department of Ecological and Natural Conservation, State Environment Protection Administration

国家林业局野生动植物保护司

Department of Wildlife and Forest Plants Conservation, State Forestry Administration

农业部科技教育司

Department of Science, Technology and Education, Ministry of Agriculture

国家海洋局环境保护司

Department of Environment Protection, State Oceanography Administration



中国林业出版社

中科院植物所图书馆



S0047298

图书在版编目(CIP)数据

生物多样性保护与区域可持续发展/中国科学院生物多样性委员会编. —北京:中国林业出版社, 2002. 9

ISBN 7-5038-3201-0

I. 生… II. 中… III. 生物多样性-环境保护-可持续发展-文集 IV. X176-53

中国版本图书馆 CIP 数据核字(2002)第 068433 号

生物多样性保护与区域可持续发展

出版 中国林业出版社(100009 北京西城区刘海胡同 7 号)

E-mail: cfphz@public.bta.net.cn 电话: 66184477

发行 新华书店北京发行所

印刷 北京地质印刷厂

版次 2002 年 10 月第 1 版

印次 2002 年 10 月第 1 次

开本 787mm×1092mm 1/16

印张 23.25

字数 600 千字

印数 1~1050 册

定价 70.00 元

编 委 会

主 编：陈宜瑜

副主编：（依姓氏拼音为序）：

康 乐 李晓明 刘 旭 刘永范 马克平（常务） 王德辉

委 员：（依姓氏拼音为序）：

柏成寿	曹 同	陈幼春	傅德志	高尚宾	葛 颂
洪德元	侯淑琴	黄大卫	黄宏文	黄良民	纪力强
季维智	贾 旭	蒋志刚	金鉴明	李德铎	李典谟
李新正	李义明	李 忠	刘宏茂	娄治平	吕彩霞
马建章	司 慧	王 斌	王 丁	严 旬	姚一建
叶万辉	于 丹	张新时	张亚平	张知彬	赵南先
朱广庆	庄文颖				

责任编辑： 吴金友

Editorial Board

Editor-in-Chief: Chen Yiyu

Vice Editor-in-Chief: Kang Le Li Xiaoming Liu Xu Liu Yongfan

Ma Keping (Executive Editor) Wang Dehui

Members:

Bai Chengshou	Cao Tong	Chen Youchun	Fu Dezhi
Gao Shangbin	Ge Song	Hong Deyuan	Hou Shuqin
Huang Dawei	Huang Hongwen	Huang Liangmin	Ji Liqiang
Ji Weizhi	Jia Xu	Jiang Zhigang	Jin Jianming
Li Dezhu	Li Dianmo	Li Xinzheng	Li Yiming
Li Zhong	Liu Hongmao	Lou Zhiping	Lu Caixia
Ma Jianzhang	Si Hui	Wang Bin	Wang Ding
Yan Xun	Yao Yijian	Ye Wanhui	Yu Dan
Zhang Xinshi	Zhang Yaping	Zhang Zhibin	Zhao Nanxian
Zhu Guangqing	Zhuang Wenying		

Responsible Editor: Wu Jinyou

内容提要

本书共收录生物多样性保护与持续利用方面的学术论文 40 篇,其中遗传多样性 3 篇,物种多样性 19 篇,生态系统多样性 13 篇和综合性论文 5 篇;此外,大会讲话 2 篇。本文集比较全面地反映了当前我国生物多样性及其相关领域的研究进展和新成就,对于从事相关研究的学者、自然保护工作者和相关专业的师生具有重要的参考价值。

前 言

中国是世界上少数几个“生物多样性特别丰富国家”(mega-biodiversity countries)之一。然而,中国又是世界上人口最多、人均资源占有量低,而且80%左右的人口在农村的农业大国。中国比其它国家更依赖于生物多样性。然而,由巨大人口压力和高速经济发展带来的对资源需求的日益增加以及对资源的利用不当,使中国生物多样性受到极为严重的威胁。据调查,我国的生态系统有40%处于退化甚至严重退化的状态,生物生产力水平很低,已经危及到社会和经济的发展;中国有15%~20%的物种受到严重威胁,在《濒危野生动植物国际贸易公约》列出的640个世界性濒危物种中,中国占156种,约为其总数的1/4;遗传多样性大量丧失。中国作为世界三大栽培植物起源中心之一,有相当数量的、携带宝贵种质资源的野生近缘种分布,其生境受到严重破坏,形势十分严峻。如果不立即采取有效措施,遏制这种恶化的态势,中国的可持续发展是不可能实现的。

没有确切的信息就没有有效的行动。为了保护和持续利用生物多样性,必须开展全面深入的研究工作。由于各有关部门的积极努力,近10年来我国在这一领域的研究取得了令人瞩目的进展。为了更有力地推动我国的生物多样性保护与持续利用工作,由中国科学院生物多样性委员会发起,国家环境保护总局自然生态保护司、国家林业局野生动植物保护司、农业部科技教育司和国家海洋局环境保护司联合组织召开了第四届全国生物多样性保护与持续利用研讨会。会议于2000年11月21~23日在武汉大学召开。会前收到论文摘要80篇,其中物种濒危机制和物种多样性分布28篇;生态系统多样性及生物多样性的生态系统功能26篇;遗传多样性及其保护10篇;生物多样性持续利用和保护对策16篇。为便于与会者交流,我们根据内容把它们汇编成册在会上散发。经过大会交流后,作者们完成了论文全文的充实、改写,并陆续交到我们手中。经过专家审稿,有40篇文章收入本文集,其中遗传多样性3篇,物种多样性19篇,生态系统多样性13篇和综合性论文5篇。

中国科学院生物多样性委员会办公室王晨高级工程师完成了大量的编辑工作,中国科学院植物研究所张守仁博士审校了英文摘要,中国科学院生物多样性委员会副主任马克平研究员负责统编、审定。此外,有数十位专家和有关部门的领导参与工作,在此一并表示感谢。

《第四届全国生物多样性保护与持续利用研讨会论文集》编委会

2002年7月31日

序

本書是根據作者多年從事中學教學工作的經驗，參照教育部頒布的中學各科教學大綱，並參考了國內外有關教學法方面的書籍而編寫的。本書共分四編，第一編為教學原理，第二編為教學法，第三編為各科教學法，第四編為教學實習。本書力求做到理論與實際相結合，既注重教學原理的闡述，又注重教學方法的介紹，並附有大量的教學案例，以供讀者參考。本書適合於中學教師自修或作為師範學校的教材。

本書在編寫過程中，承蒙多位專家、學者給予指導和幫助，在此表示衷心的感謝。由於時間倉促，書中難免有疏漏之處，敬請讀者諒察。

作者：張明

2010年10月

（本書內容如有錯誤，請與作者聯繫，電話：123456789）

（本書版權為作者所有）

目 录

大会讲话.....	(1)
第四届全国生物多样性保护与持续利用研讨会开幕词.....	康 乐 (2)
第四届全国生物多样性保护与持续利用研讨会闭幕词.....	马克平 (4)
综 论.....	(7)
浅谈我国海洋生物多样性现状及其保护.....	李新正 (8)
海洋特别保护区建设的理论与实践.....	王 斌 (15)
贵州省生物多样性概况与科技资源配置刍议.....	
..... 连 宾 王有辉 殷玉恩 陈 锐	(21)
生物多样性优先保护地确定的研究.....	
..... 陈小勇 李媛媛 陆慧萍	(28)
自然保护区的社区管理: 问题与对策.....	
..... 苗 鸿 欧阳志云 王效科 宋 敏	(37)
遗传多样性.....	(51)
农作物种质资源保护现状及行动建议.....	方嘉禾 (52)
思茅松天然群体遗传多样性及遗传分化.....	陈少瑜 赵文书 (60)
大仓鼠种群线粒体 DNA 酶切片长度多态性的研究.....	
..... 许跃先 张知彬 焦选茂	(69)
物种多样性.....	(75)
分子生物学在脊椎动物分类和进化研究中的应用概述.....	
..... 周 伟 周用武 潘晓赋	(76)
草地自然保护区植物多样性管理对策的探讨.....	李连芳 (89)
塔里木河中下游脊椎动物多样性持续利用研究的建议.....	
..... 王德忠 阿布力米提·阿布都卡迪尔	(97)
物种多样性与植物凋落物分解的相互关系: 研究概述.....	
..... 孙书存 安树青 刘茂松 高贤明	(101)
贵州省岩溶地区珍稀濒危观赏植物及其保护.....	苏维词 周庆珍 (111)
常绿阔叶植物在紫金山地区的引种及其适应性分析.....	
..... 郝日明 吴建忠 王中磊 刘兴剑 毛志滨	(118)
常绿杜鹃花类种子繁殖.....	耿玉英 (126)

百草岭自然保护区植被的基本类型	
..... 司马永康 方波 李玉媛 巫志寿 刘亚雄 (135)	
择伐与动物多样性保护	李义明 (146)
元宝山冷杉种子繁殖力初探	
..... 唐润琴 李先琨 欧祖兰 李瑞棠 (155)	
三峡库区稀有濒危植物异地保护群落的组建研究	
..... 叶其刚 陈树森 王诗云 (162)	
滇东南蒜头果的保护现状和濒危原因	
..... 陆树刚 雷林斌 杨芹生 方 强 (169)	
云南部分珍稀濒危植物的迁地保护	
..... 欧阳志勤 夏 峰 龙春林 李 革 李庆华 (173)	
白鱔豚及长江江豚种群现状和保护研究进展	
..... 王 丁 张先锋 魏 卓 王克雄 赵庆中 陈道权 刘仁俊 (180)	
峨眉山冷杉种群研究	庄 平 (188)
三峡特有植物疏花水柏枝的现状与保护	
..... 熊高明 陈伟烈 谢宗强 (195)	
中国东北长白山苔藓植物多样性特点、功能及其保护策略	
..... 曹 同 郭水良 孙 军 (204)	
元宝山冷杉群落种内与种间竞争研究	
..... 李先琨 欧祖兰 宁世江 苏宗明 唐润琴 李瑞棠 (211)	
鼎湖山自然保护区的动物多样性及其保护	
..... 徐国良 黄忠良 欧阳学军 (219)	
生态系统多样性	(225)
生态系统服务与自然资本价值评估研究进展	
..... 张志强 徐中民 程国栋 (226)	
试论植物物种多样性与生产力之间的关系	黄忠良 (245)
西双版纳热带次生林林窗不同热力作用面特征分析	
..... 张一平 窦军霞 马友鑫 刘玉洪 郭 萍 王进欣 (252)	
西双版纳地区气候变化与森林片断化	
..... 马友鑫 郭 萍 张一平 李佑荣 刘玉洪 (262)	
神农架植被及其生物多样性基本特征	
..... 赵常明 陈伟烈 (270)	
农田生态系统中的生物多样性	郭中伟 甘雅玲 (281)
森林片断化对生物多样性的影响	
..... 郭 萍 马友鑫 张一平 (286)	
中国暖温带中部山区主要自然植被类型	

..... 高贤明 王 巍 李庆康 马克平 陈灵芝 (296)	
大步甲属的物种多样性与东灵山区的生境变化和生态恢复.....	
..... 于晓东 周红章 罗天宏 (313)	
生物多样性与小城镇建设..... 陈 坚 (321)	
干热河谷植被的保护与发展..... 欧晓昆 金振洲 (325)	
科尔沁沙地大清沟国家自然保护区景观与群落多样性分析.....	
..... 关文彬 谢春华 (333)	
黄河三角洲柽柳群落土壤微生物多样性.....	
.....宗美娟 张明才 宋百敏 王仁卿 (346)	

附 录

1. 第四届全国生物多样性保护与持续利用研讨会大会报告	(354)
2. 作者索引	(355)
3. 第四届全国生物多样性保护与持续利用研讨会通讯录	(357)
4. 国内近年来生物多样性方面的出版物简介 (续III)	(360)



大会讲话

第四届全国生物多样性保护与持续利用 研讨会开幕词

康 乐

(中国科学院生命科学与生物技术局, 北京 100864)

各位专家, 各位领导, 女士们, 先生们:
早上好!

“第四届全国生物多样性保护与持续利用研讨会”在各位专家积极参与和有关部门的大力支持下, 今天终于在优美的东湖岸边隆重召开了! 这次会议荟萃了我国生物多样性研究领域众多的知名专家和年轻学者, 是我国生物多样性科学领域一次盛会。首先, 请允许我代表中国科学院生命科学与生物技术局、中国科学院生物多样性委员会向大家的光临表示衷心的感谢。

1998年12月第三届全国生物多样性研讨会以来, 生物多样性概念更为普及。从国外到国内, 从政府首脑到普通百姓, 对于生物多样性保护与持续利用问题越来越重视。

今年5月, 联合国环境规划署在肯尼亚首都内罗毕召开了有150多个国家参加的《生物多样性公约》第五次缔约国大会。会上作出了一系列重要的决议, 要求各缔约国政府采取切实可行的措施予以落实。中国是最早签署《生物多样性公约》的国家之一, 率先制订了《中国生物多样性保护行动计划》, 并在近年来取得了一系列的成绩, 但是由于中国的国情, 任务仍然艰巨。

生物多样性保护与持续利用工作在很大程度上受到信息和技术的制约。到目前为止, 我们国家仍然处于家底不清的状况, 对于大多数保护物种的濒危机制所知甚少, 距科学有效地进行生物多样性管理还有相当差距。迫切需要加强生物多样性的理论研究, 为保护和持续利用决策提供充分的科学依据。在座各位责任重大, 义不容辞。

针对当前生物多样性保护工作的紧迫性, 有关的国际组织和机构发起并组织了一系列合作研究项目。比较有影响的有 DIVERSITAS, 生物系统学 2000 年议程和物种 2000 年等。其主要目的是发现、描述和管理生物多样性, 为履行《生物多样性公约》服务。国家科技部已批准我们成立 DIVERSITAS 中国委员会, 该委员会即将正式成立, 希望它成为我国生物多样性研究工作者联系的纽带, 与国外同行交流的桥梁。

我国在此方面也积极开展研究。在有关部门的大力支持下, “八五”期间, 中国科学院主持了3个生物多样性方面的重大项目研究, 在物种多样性、遗传多样性、生态系统多样性和生物多样性信息管理等方面取得了令人瞩目的成绩。创办了生物多样性刊物。“九五”期间, 国家自然科学基金委员会、中国科学院、科学技术部又分别设立了重大或超重

大项目（国家基础研究规划项目，俗称 973 项目），继续强化支持这一领域的研究工作。一大批从事生物多样性的专家学者在国内外学术舞台上崭露头角。希望各位专家能够积极行动起来，进一步推动我国的生物多样性保护和持续利用研究，发挥出更加重要的国际作用。

各位专家，女士们，先生们，我希望大家能够充分利用这次难得的机会，报告最新的研究成果，交流先进的学术思想，通力合作，锐意创新，为中国生物多样性及其相关领域的研究贡献自己的力量。

最后，再一次感谢国家环境保护总局、农业部、国家海洋局和国家林业局多年来对生物多样性工作的重视和领导，特别是对我院生物多样性工作的支持，感谢武汉大学对这次会议进行的周到安排，同时也预祝代表们在武汉期间精神愉快、身体健康！预祝大会圆满成功，谢谢大家！

2000 年 11 月 21 日

第四届全国生物多样性保护与持续利用 研讨会闭幕词

马克平

(中国科学院生物多样性委员会, 北京 100864)

各位代表, 女士们, 先生们:

第四届全国生物多样性保护与持续利用研讨会即将结束了, 我代表会议主办单位讲几句话, 简单总结一下这次会议的基本情况, 供大家参考。参加这次会议的代表 130 人, 来自于 16 个省、自治区、直辖市的 48 个单位。这次非常高兴请到台湾同胞周亚雄先生, 这就使得我们这次全国研讨会的特色更浓。我代表这次会议的主办单位: 国家环境保护总局自然与生态保护司、农业部科技教育司、国家海洋局环境保护司、国家林业局野生动植物保护司, 还有中国科学院生物多样性委员会向各位代表能够光临这次会议表示衷心的感谢。

我认为这次会议有这样几个特点:

1. 整个会议给人的感觉生气勃勃, 年轻化是明显的特点。年轻化不仅体现在参加会议的人整体上年龄的年轻化, 还有就是大会报告人和前几届研讨会相比也是非常年轻的。在前 3 届研讨会里一直延续下来这次还参加大会报告的李典谟先生看上去也很年轻。新一代已经实实在在的成长起来了, 并且这一代从各个方面的素质来看也不比刚刚退下去的一代人差, 甚至有些方面还要好一些, 这对于我们的生物多样性事业来说是非常好的一件事情。

2. 报告的质量明显提高了, 刚才有的报告人也提到了。在前几届大会上报告是以综述为主, 这一届有好多自己的研究成果已经报告出来了, 这是一个非常好的趋势。

3. 这次会议的学术气氛非常浓, 尤其在专题报告中体现很明显, 像生态系统多样性这个组, 在安排的专题报告时间内充分讨论, 觉得还不尽兴, 又自发组织了一个小型的研讨会, 据叶万辉教授介绍, 气氛很热烈, 效果非常好。

4. 这次会议中有几个方面大家比较重视, 且取得进展很明显:

(1) 在生态系统多样性方面, 无论从大会报告还是专题报告都可以看出这一点。

(2) 在遗传多样性方面, 以前以为这方面研究相对比较薄弱, 而在这次报告中遗传多样性方面做的比较好, 这就会影响到其他部门的支持。葛颂博士在美国科学院院刊(PNAS)发表了稻属遗传多样性研究结果, 这项工作在国外反应非常好, 其他方面进展也非常好。

(3) 在信息管理方面也是很突出的。马俊才先生的生物多样性有限资源搜索引擎的工作对搞研究的人来说是非常有用的。纪力强博士做的关于中国生物多样性信息系统建设的

情况报告,里面也是有大量信息,并且大部分数据库都是在网上可以找到的。在鼓励信息上网公开的前提下同时也重视保护每一个研究人员的知识产权,所以在数据库上网的时候采取 3 个措施:第一数据库全部上网;第二是部分字段上网;第三是对一个数据库的结构及几十个显示字段上网,大部分信息不上网,但是告诉你这个数据库有多少个记录及多少内容。我们想从这 3 个方面去适当地保护研究人员的知识产权。

5. 西部生物多样性研究成为大家很关注的一个热点。在此次大会上把它列为重要的一个热点,从实际讨论过程中还是体现的比较明显的,这和西部专家、相关专家所做的努力是有直接关系的。除此之外像野生动物价值评估、野生动物贸易等等相关的一些问题大家也是非常关注的,也就是把我们生物多样性研究与生物多样性保护及相关的活动密切结合起来,这方面也是比较突出的。

总体而言,这是一次成功的大会。比较全面地总结了国内生物多样性研究的进展情况;同时也介绍了国际上的研究热点和发展趋势。相信这次会议的成果会对我国生物多样性研究与保护工作起到推动作用。最后,向武汉大学于丹教授和他的学生们,中国科学院生物多样性委员会办公室侯淑琴主任和他的同事们,以及有关部门的领导和同行们为这次会议的成功召开所做出的努力和贡献表示最诚挚的谢意!

最后预祝各位旅途愉快,身体健康!谢谢!

2000 年 11 月 23 日

综 论

浅谈我国海洋生物多样性现状及其保护^{*}

李新正

(中国科学院海洋研究所, 青岛 266071)

摘要 本文简要说明了海洋生物多样性的特点,重点阐述了我国的海洋生物环境和生物多样性现状,指出我国的海洋生物多样性非常高,是东亚地区海洋物种多样性最丰富的国家,但由于人类活动的加剧和相关的环境保护研究、政策法规的制订相对滞后,加之国民的环保意识有待加强,政府对海洋环保的宣传和执法力度不够,使海洋环境污染日益严重,海洋生物多样性正遭受前所未有的威胁。加强对海洋生物多样性及其保护的研究,尽快制订完善的法律法规,做到有法可依、严格执法,多设立保护区,加大对海洋环境保护的宣传力度,提高国民的环保意识和文化水平,才能真正保护好我国的海洋生物多样性,才能使国丰富的海洋生物资源可持续利用,才会有我国海洋经济的可持续发展。

关键词 海洋生物多样性 现状 保护

1 前言

当今人类正面临着“人口剧增、资源匮乏、环境恶化”三大问题。随着陆地资源的日益减少,人类开发对占地球表面积 71%的海洋已成为 21 世纪使社会发展和资源可持续利用的重要领域。富饶的海洋资源为支持人类社会继续向前发展展现了美好的开发前景。在海洋资源中,除海水动力、金属与非金属矿床、石油和天然气等资源外,海洋生物将是现今和将来人类所依赖的最主要、最直接的资源。海洋生物食品提供了人类的大部分蛋白质需求,海洋生物多样性是重要的新药源泉,海洋生物多样性为人们提供了多种观赏种类和景观,海洋生物光合作用和固定二氧化碳,缓和了全球变暖过程。

随着技术和国际贸易的不断发展,人类的影响已经涉及远洋。即使在南极洲,那儿的企鹅远离任何农业却带有 DDT,海岸线还被溢油污染,蓝鲸处于严重濒危状态。然而,物种和生态系统受害最重的则还在最靠近人类的海域。而海洋生物多样性丧失远不如陆地生物多样性丧失那样引人注目,海洋遗传、物种、生态系统多样性的丧失本身也是一种全球危机。

与陆地相比,海洋生物的研究起步晚,被描述的海洋物种较少,但海洋是生命的摇篮,海洋生物比陆地更加丰富多彩。海洋中生活着世界上现存的 32 个动物门中的 31 门,其中 14 门完全是海洋生的。珊瑚礁,就象热带雨林一样,以高物种多样性而著称。海洋中生命财富远不止是物种数量,地球上测得的最大生产力在北太平洋的海藻床。最近的证据表明,在深海也有可能非常高的物种多样性,在海底热泉口群落被发现的大约 20 年中,鉴定出

^{*}中国科学院海洋研究所调查研究报告第 4203 号。本文受国家“十五”重点基础研究规划项目(G1999043709)资助

超过 20 个新科或亚科, 50 个新属和上百个新种。从结构复杂的红树林海岸到似乎无特色的大洋中心水域, 海洋生态系统的多样性至少可与陆地生态系统相提并论。

但人类对海洋生物多样性的了解非常有限。例如, 直到 1938 年, 才知道腔棘鱼这种被认为是生命进化过程中的关键物种还生活在印度洋, 而在此之前只知其化石。直至 1977 年, 热泉口才在东太平洋发现, 同时发现热泉口存在特殊的此前人类一无所知的动物类群, 那里具有复杂的生态系统。科学家估计, 在深海底部可能有约 100 万个未被描述的物种。对海洋的认识, 对海洋生物多样性的深入研究将是人类在开发利用海洋过程中的一项长期的必不可少的任务。

2 我国的海洋生物多样性

2.1 我国海洋环境和生物多样性的一般特点

中国海包括黄海(含渤海)、东海和南海, 管辖海域跨 38 个纬度(从辽东湾顶至曾母暗沙), 约 300 万 km^2 。在世界 49 个大海洋生态系统中, 中国海就有 4 个, 即黄海大海洋生态系统、东海大海洋生态系统、南海大海洋生态系统和黑潮流域 4 个大海洋生态系统, 这 4 个生态系的水文、生物区系和生产力各有特点。中国海岸线长约 18 000km, 具岩岸、砂岸和泥岸, 滩涂面积 2.07 万 km^2 。各岸相均有其独特的海岸生态系统。中国海的潮汐有正规半日潮、正规日潮和混合潮 3 种类型。福建沿海最大潮差 8m 以上, 而西沙仅 0.8m。潮间带生态系统与潮汐紧密相关。中潮区, 亦即真正的潮间带, 生物的种类最多、数量最大。水温是海洋生物种性质的最主要制约因子之一。2 月份水温南北端相差 33°C 。中国近海的海流, 主要是黑潮及其分支和当地生成的沿岸流及季风漂流。此外, 还有以低盐为特点的河口径流及以低温、高营养盐为特点的上升流。上升流生态系生产力高, 往往是渔场的所在地。中国沿岸约有 1 500 条河流入海, 河口以咸淡水交替和软相底质为表征。在长江口(崇明)和辽河口等北方的河口滩涂芦苇极为繁盛; 而珠江口、九龙江口、南渡河口等南方和台湾的一些河口滩涂, 红树林发达。河口滩涂也是许多候鸟的栖息地。河流向海洋注入了大量的有机质和营养盐, 为海洋生物的繁殖提供了良好的条件。中国沿岸有 6 000 多个海岛。因岛屿效应的结果, 海岛周围海域的物种最丰富, 岛上生物区系最独特, 如旅顺口外的蛇岛。

广阔的海域面积, 复杂的地形, 变化多样的海水理化性质等, 使中国海呈现了很高的生物多样性。中国海洋生物具有特有门类多、物种多于淡水环境而少于陆地环境、物种分布由北往南递增、以暖水种居多, 也有些广分布种和暖温种, 以及少数冷温种的特点(刘瑞玉等, 1986; 黄宗国, 1994)。

至今, 中国海洋生物绝大多数类别都进行过分类学研究, 能够反映这些类群物种的概貌。但对许多单细胞生物以及小型和微型、采集和发现困难的生物, 有待进行研究。对珊瑚礁生境、深海生境和热带海域的物种, 也需进一步开展调查和分类学研究。

2.2 我国的海洋生物类群及物种资源

中国是亚太地区物种最丰富的国家, 海洋物种显得更为丰富。已被描述和发现的海洋生物据几年前统计大约 20 278 种(黄宗国, 1994), 但实际上远不止这个数字。随着人们对海洋环境特别是深海和远洋生物的认知、研究仪器的更新、研究手段的进步, 正不断有新的海洋生物物种被发现。

2.2.1 海洋植物

海洋植物一般分成大型藻类、单细胞藻类（微型藻类）和高等海洋植物做研究，大型藻类主要有蓝藻门、红藻门、褐藻门和绿藻门；单细胞藻类主要包括硅藻门、甲藻门、金藻门等，其中硅藻门是单细胞藻类的主要成员；高等植物，如海生单子叶植物海草，热带和亚热带海滩上特有的木本植物红树。据最新统计（夏邦美等），我国已知大型藻类约 1 200 种，海草 13 种，红树约 30 种。海藻有重要的经济价值，可食用的藻类如红藻门中的紫菜、石花菜，褐藻门中的海带、裙带菜，蓝藻门中的螺旋藻等；可作为工业原料提取琼胶、卡拉胶、褐藻胶等的如红藻门中的石花菜、江篱，褐藻门中的马尾藻等；许多含有抗癌、治疗心血管疾病、碘缺乏症等的化学物质，为开发研究海洋药物开辟了广阔的天地，一些药品已相继开发成功，如施普瑞、PPS、碘晶片等。单细胞藻类是海洋浮游植物的主要组成部分，是海洋初级生产力的主要贡献者，为其他海洋生物提供了大量食料。红树分布于广西、广东、台湾、福建和海南岛，在海岸常形成高矮不同的红树林，具有保护海岸、滩涂的作用，还可为鱼、虾、蟹等提供良好的生长繁殖场所，形成海岸高生物多样性区域。

2.2.2 海洋无脊椎动物

海洋动物门类众多，尤其是无脊椎动物更是繁复庞杂。我国在主要的门类上都已开展了分类学和区系研究。根据最新统计（郑守仪等），我国海洋已记录原生动物约 2 000 种，海绵动物 200 多种，腔肠动物约 1 000 种，多毛类环节动物 900 多种，软体动物和甲壳动物各约 3 000 种，棘皮动物 580 多种，苔藓动物 470 多种。

这些类群大多与人类生活关系十分密切。原生动物如有孔虫、放射虫和颗石虫等是判别地层年代的指示生物；腔肠动物的某些大型水螅还可以作为渔场的标志；造礁石珊瑚是形成珊瑚礁的主要海洋生物，我国热带海洋中的珊瑚礁为各类海洋生物提供了丰富的生长繁殖环境，栖居着多种多样的生物种类，是海洋中生物多样性程度最高的区域；我国南海海域水深 50~100m 的中陆架海底分布着大面积的形似水草的单列羽螅，被称为“拟草原”，也是海洋中高生物多样性的区域。苔藓动物也是珊瑚礁的造礁生物之一。

多毛类环节动物、软体动物、节肢动物和棘皮动物是海洋底栖生物的主要类群。多毛类动物由于其隐居的特性，使发现和采集较为困难，实际种类和数量远远超出人们的想象，是海洋食物链上极其重要的一环。甲壳动物栖息于海底、深渊、浅海、潮间带、泥沙软底、岩礁、珊瑚礁、红树林、海草床等各种海洋环境中，在海洋生态系中具有十分重要的地位，不但是底栖生物的重要类群，也是游泳动物和浮游生物的主要类群，它们种类繁多，素有“海洋中的昆虫”之称，由于其栖居环境复杂多样，大量种类尚未被认识，据估计甲壳动物应是海洋中种类最多的生物类群。软体动物门是目前海洋中已知种类最多的无脊椎动物门类，而棘皮动物经常是底栖生物常见的类群，二者在海洋生态系尤其是底栖生物中占有重要地位，常是生物量的主要贡献者。

无脊椎动物的许多种类是重要的经济种。如甲壳动物的虾、蟹，软体动物的扇贝、鲍鱼，棘皮动物的海参、海胆等是重要的海产品；小型种类则是鱼、虾等的天然饵料，甲壳素是工业和医药原料；一些种类具有药用、工艺品、饵料等价值。

近年来，海洋活性物质的研究开发逐渐加强，尤其是对海绵、腔肠动物的珊瑚和海葵和棘皮动物的海星、背囊动物的海鞘等动物活性物质的研究筛选非常活跃。海洋无脊椎动物将是未来重要的药物源。

有些无脊椎动物对人类的生活造成危害。如原生动物的一些种类因过度繁殖形成赤潮,或寄生、附着于鱼、虾等大型动物体上而造成病害;甲壳动物的藤壶、苔藓动物、软体动物的双壳类等是危害很大的污损生物,软体动物的船蛆会危害渔船或海岸木质设施;棘皮动物的海星等一些种类会对珊瑚、贝类、藻类等造成很大危害。

海洋无脊椎动物还有动物动物门、线虫动物门、棘头动物门、须腕动物门、被囊动物门、星虫动物门、噬虫动物门、曳鳃动物门、内肛动物门、帚形动物门、腕足动物门、纽形动物门、扁形动物门、毛颚动物门、半索动物门、尾索动物门等类群,它们多因种类少或分布区偏狭而易被人们所忽视,但在我国海域基本都有种类分布。正是这多种多样的动物门类才使海洋生物呈现出高生物多样性,维持了海洋生态系的稳定。

2.2.3 海洋脊椎动物

脊椎动物在海洋中主要是鱼类。据最新统计(王存信等),我国已知海洋鱼类已超过 3 000 种,约占世界海洋鱼类的 1/4。海洋鱼类是最重要的海洋生物,不但种类多、数量大,是海洋中的主宰,在海洋食物链中处于顶极,而且在海洋渔业中占有举足轻重的地位。个别有毒种类还可作药用。

除鱼类外,海洋脊椎动物还包括爬行动物(如海龟)、鸟类(如海鸥、企鹅)、哺乳类(如鲸、海豹、海豚),均在生态系和经济上具有一定价值。

另外,海洋中还有各类微生物,主要是细菌,包括异养菌和石油烃降解菌等,有时数量相当大,构成海洋生态系中不可或缺的部分。

3 海洋生物多样性的研究与保护

由于海水环境是人类进入海洋的天然屏障,对海洋的研究和开发较为困难,海洋生物多样性的研究与保护也较为复杂(MAB 中国委员会,1988)。但海洋生态系统是陆地排泄的最终接受处,大部分废物最后在那儿汇集,海洋受人类活动影响正日趋严重,海洋生物的生存环境在日益严峻,海洋生物多样性受到的威胁在加大。河湾和盐沼、红树林、海草床,这些临近城镇的生态系统几乎在世界范围内严重退化。由于船只在它们的压载水舱中携带了大量的鱼苗,因而在最忙碌的港口,外源种极为常见,超过半数的物种是从外面侵入的。许多接纳农区水系的港湾受到了农药的污染以及农业和林业形成的淤泥的堵塞。世界范围内明显不断增加的珊瑚的白化可能是珊瑚礁和其他海洋生态系统出现大规模生态变化的前兆。全球气候变化甚至能对极为边远的地区产生影响。

为了维持海洋的整体性以及海洋资源的持续生产和功能,不仅需要研究和保护海洋生态系的组成物种,而且要重视整个生态系统,研究海洋生物多样性的现状 and 变化规律。海洋生物多样性保护在近 20 年才受到重视,因为海洋并不是他们生活中的要素,所以人们很少注意到它受到的危害,排放到海洋中的废物似乎很容易地消失了,很少有所警醒;其次,没有为了保护而管理海区的传统,而陆地的保护区已经存在了一个多世纪了;另外,大部分海洋在法定的国界外,即使是领海和“专属经济区”也都是共有的财富。因为海洋是一个“开放性资源”,所以各国在竞争性地开发。

海洋资源并非取之不尽,用之不竭。如果不对看似巨大但却有限的海洋生物资源加以必要的保护,不能做到有节制地、合理地开发利用,则类似陆地上已发生的森林面积大规模减少、荒漠化日趋严重、害虫日益猖獗等现象也将会在海洋中发生,人类对海洋生物资

源的持续永久利用将是不可能的。实际上在某些海域海洋生物资源已经遭到了严重的不可逆转的破坏。全面衡量开发与保护、发展与环境的利弊得失关系,是生物多样性持续利用的关键。稳定的生态系才能提供稳定的生物资源。一般认为,一个生物群落包括的物种越丰富,生物关系越合理,即生物多样性程度越高,则该系统越稳定。

影响海洋生态平衡的因素很多,近年来主要是由污染引起的水质下降造成生物生活环境质量的下降和由滥采滥捕造成的经济种类种群下降或消失。

我国在海洋环境保护的研究和政策制订方面还很滞后,无法可依和有法不依现象十分严重,大量的工业污水、工业垃圾、农药、原油、生活垃圾等排入海中,造成越来越严重的海水污染,引起了大量生物死亡,一些物种惨遭灭绝,其后果是严重的。由于物种灭绝或种群数量的下降,使所处生态系的生物多样性程度降低,物种间的相互依赖关系遭破坏,使所处生态系变得极为敏感,平衡十分脆弱,很易被打破而崩溃,从而带来严重的资源衰退以至枯竭。

我国北方某著名港湾的海滩 20 世纪 70 年代之前曾是盛产蛤蜊的地方,由于工业污水的不断排放,该海滩现已变成一片污泥,不但再也找不到鲜嫩可口的蛤蜊,而且在 1950 年调查时该区域的 105 种生物,到 1993 年调查时已仅剩 5 种。我国著名的舟山渔场也因近岸海域的环境污染和生态破坏日趋严重而使渔业资源日渐衰退。海南岛新村湾是一个近封闭的海湾,1992 年笔者随考察队考察时,水清沙净,湾底生活着成片的滨珊瑚、蔷薇珊瑚、石芝等,各种生物生活其间,悠然自得,一派优美的海底盛景。而 1997 年笔者率队再临该湾时,所见的是大小渔船来来往往,水面漂浮着层层油污和片片垃圾,海水浑浊,珊瑚早已无法生存。短短几年时间,海底除了黑乎乎的沙泥和死珊瑚块,多彩的海底世界已不复见,栖息于珊瑚间的各类生物也荡然无存,不知是远去他乡还是遭灭顶之灾。

水质污染引起海洋环境的变化,使生物之间及生物和非生物之间相互关系被打破,某些物种因失去制约机制而会大量繁殖,有时会造成很大危害。特别是某些海藻等浮游生物爆发性繁殖引起的赤潮,使大量海藻覆盖海面,隔绝海水与空气的气体交换,使海水严重缺氧,引起大量海洋生物死亡。例如 1998 年 3~4 月在我国珠江口地区相继发生特大赤潮,就是由于裸甲藻爆发性繁殖引起的,给渔民造成了上千万元的损失。

滥采滥捕也是造成海洋生物资源减少的根本原因之一。随着我国渔船数量和吨位的急速增长,网具也越来越先进,海洋捕捞能力大幅度提高,为我国经济发展和人民生活水平提高作出了积极贡献。但是,由于管理法律法规的不完善,不可避免地会发生过度捕捞现象。我国著名的四大海产品中的大黄鱼和小黄鱼,1950~1970 年初资源量和渔获量还相当大,市场供应丰富,小黄鱼在 1957 年捕捞量为 16.3 万 t,大黄鱼在 1974 年的捕捞量也曾达 19.7 万 t。由于从 20 世纪 70 年代中期开始渔船吨位的猛增,对大、小黄鱼进行了掠夺性捕捞,对其资源基础造成了致命的破坏和打击,使之来不及进行必要的资源补充;从 1982 年开始,其捕捞量锐减,中国近海大、小黄鱼资源已逐渐枯竭,几乎不成鱼汛,市场上现已基本见不到这两种鱼了。由于捕捞过度,市场上多数其他海产品也正逐日小型化、幼体化,近年来黄、东海大批小鲛鱼上市,即尚未长成成品鱼的幼鲛被捕捞,不能不令人痛心。渤海莱州湾的渔业资源群落结构和生物多样性调查表明,1998 年的平均渔获量仅为 1959 年和 1982 年的 3.3% 和 7.3%,生物多样性在 1959~1982 年略有上升,1982 年之后连续下降(金显仕等,2000)。海南岛鹿回头湾的潮间带和潮下带曾是我国典型的鹿角珊瑚带,景

色十分优美壮观。由于鹿角珊瑚可以做成漂亮的工艺品,称为“石花”,并可烧石灰,近年当地渔民将之作为财源而大量开采,鹿回头湾的鹿角珊瑚遭到了毁灭性采挖,20世纪80年代末时该湾已几乎没有活的珊瑚,仅剩死的珊瑚石块,原来生活其间的其他生物也随之消失。虽然国家在三亚设立了国家级的珊瑚礁自然保护区,对尚未被采挖的地方进行了较为有效的保护,但保护区范围以外的地方珊瑚毁坏严重,毁坏的地方已根本不可能恢复。南沙群岛的珊瑚礁生物的多样性也在受到严重威胁(中国科学院南沙综合科学考察队,1994)。

海洋养殖业在中国有悠久的历史,为我国国民经济作出了重要贡献。从20世纪80年代以来,我国大力发展近海养殖业,包括滩涂养殖、网箱养殖和筏式养殖藻类和贝类。1996年我国海水养殖产量达437万t,占全年海洋水产品总量的28%,但大规模近海养殖和养殖业发展过快也造成了海产品品质的下降。由于只重经济效益,忽视了对养殖对象生理、病理的研究和优良品种的选育,使养殖对象过度近亲繁殖、高密度养殖,造成体质和抗病能力下降;过度的饵料投放也引起了海域的污染,养殖品种流入大海与野生品种交配又引起了野生亲体体质的下降;此外引进养殖种类的逃逸,可能使当地的生态系统更为脆弱,从而使得早已在日本、东南亚、南美等地区发生过的严重养殖病害也相继在我国发生。1993年我国养殖对虾发生了大范围严重的暴发性病毒病,虾池内的半成体虾在几天内便全部死亡。国家和地方政府虽在其后连续投入大量资金研究其病害防治,但至今没有从根本上解决问题。对虾养殖业也从些一蹶不振。由于整个中国海域中国对虾的品质已经下降,只有通过长时间自然环境的优胜劣汰方可恢复,预计短期内无法使对虾养殖业恢复到20世纪80年代末的高水平。1997年我国扇贝养殖又遭重创,在接近成品贝时突然发病而大面积死亡,几乎绝产。据有关专家分析,也是由于体质下降而感染了病毒性传染病所致。

另外,主要是围垦和建造堤坝引起的生境丧失,外来种,包括船底带进和人工引进的物种的入侵,也是造成我国海洋生物多样性下降的原因。

海洋生物多样性为人类提供了大量的资源,但这个资源的持续利用又受到了来自人类本身的严重威胁。幸运的是,生物资源是可再生、可持续利用的,这也是生物多样性工作者的职责。要想实现人类对海洋生物资源的持续开发利用,首先需要了解海洋生物资源的结构,从而制定出保护和合理开发的策略;制定出严格完善的法律法规,坚决制止污染海洋的一切活动,禁止过度捕捞,海水养殖也要有新思路新技术,避免流行病、暴发病的发生。

1998年的国际海洋年,为政府、科研、民间机构及有识之士大力宣传普及海洋知识,提高全民族、全社会热爱海洋、保护海洋的意识提供了机遇。“积极发展海洋经济,合理开发利用海洋资源”已逐渐成为政府部门和科研人员的共识。国家宣布了不同海区的休渔期,即休渔期禁止各类船只在有关海域进行捕捞作业。1998年休渔期又较往年延长了1个月,范围也扩大了一个纬度,以便更好地在繁殖期保护海洋生物幼体,这不失为合理捕捞,早日实现海洋这一人类主要的可再生食物资源的可持续利用的重要举措。一些经济鱼类在实行休渔期制度后资源量明显增大,有明显的增产效果。对于海上养殖,有关专家也正在提出合理划分养殖区,认真研究生理、病害、提高品质等以减少负面效应。而治理海洋污染更是关系到海洋生物资源能否为我们持续利用的关键,也是摆在国民面前特别是政府职能部门的严峻的长期的战略任务。政府部门的制法执法是一个海区海洋环境得到有效保护的

关键(李新正等, 2001), 国家自然保护区和许多地方级海洋自然保护区的设置是有效地保护生物资源的良好措施, 并已有了明显的成效(王斌, 1999)。中国保护生物多样性已经采取了许多措施, 但还必须落实和加强,

只要我们携起手来, 以主人公姿态迎接 21 世纪这一海洋世纪, 宣传海洋, 提高全社会的海洋环保和海洋科技意识, 人人为建设“海上中国”出一把力, 使人类成为海洋、海洋生物的真正朋友, 丰富的海洋生物资源便会为人类持续利用下去。海洋会再蓝起来, 明天也会更好。

参考文献

- MAB 中国委员会. 1988. 人类属于地球. 北京: 北京出版社
- 中国科学院南沙综合科学考察队. 1994. 南沙群岛及其邻近海区海洋生物多样性研究. 北京: 海洋出版社
- 王斌. 1999. 中国海洋生物多样性的保护和管理对策. 生物多样性, 7 (4): 347~350
- 刘瑞玉, 崔玉珩, 徐凤山, 唐质灿. 1986. 黄海、东海底栖生物的生态特点. 海洋科学集刊, 27: 153~173
- 李新正等. 2001. 胶州湾大型底栖生物的物种多样性现状. 生物多样性, 9 (1): 80~84
- 金显仕, 邓景耀. 2000. 莱州湾渔业资源群落结构和生物多样性的变化. 生物多样性, 8 (1): 65~72
- 黄宗国. 1994. 中国海洋生物种类与分布. 北京: 海洋出版社
- 黄宗国. 1994. 中国海物种的一般特点. 生物多样性, 2 (2): 63~67

The present status and conservation of marine biodiversity in China

Li Xinzheng

(Institute of Oceanology, The Chinese Academy of Sciences, Qingdao 266071)

Abstract The status of research and conservation about marine biodiversity in China was presented in this paper. The Chinese marine biota is the richest in East Asia, more than 20 thousand species have been reported or described, up to date. As the impact on marine environment from the activity of human beings becomes heavier and heavier, the marine biodiversity is now threatened in China much more than before. The support of government, research strengthening of the conservation of marine biodiversity, concerning laws enhancing and enforcing strictly, and disseminating of knowledge of marine environment conservation are necessary to preserve the marine biodiversity and continuously use the marine biota resource in our country.

Key words Marine Biodiversity, Present status, Conservation

海洋特别保护区建设的理论与实践*

王 斌

(国家海洋局海洋环境保护司, 北京 100860)

摘要 最新修订实施的《海洋环境保护法》提出在我国管辖海域建设海洋特别保护区, 这是促进我国海洋资源的可持续利用和保护海洋环境的重要举措。本文系统论述了海洋特别保护区的含义及其基本任务, 包括它与海洋自然保护区的区别。同时论述了海洋特别保护区的建设依据、基本任务和重要意义。在此基础上, 本文对海洋特别保护区的选划及分类分级标准和申报及审批程序进行了研究, 并提出了海洋特别保护区的管理体制、机构建设、法规建设及资金机制等。最后, 全面分析研究了海洋特别保护区的管理问题, 包括海洋生态环境保护管理和海洋资源合理开发管理两个方面。此外, 简要介绍了我国已建成的两个海洋特别保护区。

关键词 海洋特别保护区 含义 基本任务 分类分级标准 管理体制

1 海洋特别保护区的概念及其基本任务

海洋特别保护区是国际上可持续发展理论的发展与国内海洋资源深入开发相结合的必然产物, 是一种较新的观念。

1.1 海洋特别保护区的概念与内涵

海洋特别保护区是指在我国管辖海域, 以海洋资源持续利用为宗旨, 对海洋资源密度高、产业部门多、开发强度大、生态敏感和脆弱的海域, 依法划定出一定范围的海域予以特殊保护管理, 以确保科学、合理、安全、持续地利用各种海洋资源, 达到最大的社会效益。

海洋特别保护区是以海洋资源持续利用为宗旨, 所以本质上是一种以资源持续开发为主, 兼顾保护生态环境性质的特定区域。在我国管辖海域内, 有许多海区具有丰富多样的海洋资源, 如生物资源、油气矿产资源、港口航道资源及海上旅游资源等密集并有重叠, 多个产业开发部门如渔业、交通、石油、旅游等都集中在此进行高强度开发活动, 彼此之间无疑会产生资源不合理的配置与开发, 对敏感脆弱的海洋生态环境造成损害。因此, 需要划出一定海区, 通过特殊的保护管理手段, 促进海洋资源与环境可持续发展。

1.2 海洋特别保护区的指导思想

海洋特别保护区的指导思想是以科学合理开发和持续利用海洋资源、保护海洋生态环境为目标, 通过对海区实施高科技含量的资源开发、监测评估、规划管理等一系列措施和手段, 优化资源合理配置, 保护并提高海区生态系统功能, 最终实现海洋经济、社会和环境协调发展。

*国家海洋局青年海洋科学基金(2000)资助项目

1.3 海洋特别保护区和海洋自然保护区的区别

海洋特别保护区与海洋自然保护区具有本质的区别,这些区别主要表现在以下方面:首先,保护的宗旨、目标与对象不同。海洋特别保护区以可持续利用海洋资源为根本宗旨和目标,保护的是海洋资源及环境可持续发展的能力;而海洋自然保护区主要是保护某些原始性、存留性和珍稀性的海洋生态环境对象。其次,选划标准、保护内容及范围不同。前者选划主要侧重于海洋资源的综合开发与可持续利用价值,保护内容涉及社会、经济、自然资源、生态环境,甚至军事、权益等多个方面,其内部还可以包括海洋自然保护区;而后者选划主要侧重于保护对象的原始性、珍稀性和自然性等,保护的是其原始自然状态,基本不涉及资源开发与社会发展。最后,保护的任务和管理方式不同。前者保护的任务和方式涵盖了海洋资源可持续开发的诸多方面,如海洋功能区划、产业结构优化、协调管理等,强调海洋资源开发的合理性;而后者按区域实行不同程度的强制与封闭性管理。因此,海洋特别保护区与海洋自然保护区基本不存在建设与管理的交叉重复问题。

1.4 海洋特别保护区的基本任务

保护特定海域的自然资源和生态环境是海洋特别保护区的基本任务,在保护区内实施各种资源与环境管理措施,防止、减少和控制海洋自然资源与生态环境遭受各种不合理开发活动造成的破坏。通过实施生态旅游、生态养殖等技术,建设海洋资源循环利用、海洋生态恢复整治、海洋生物多样性保护等海洋生态工程,促进已受到破坏的海洋资源与环境尽快恢复。利用严格的资源与环境管理方法,结合科学的规划与宏观调控手段,采用各种激励知识创新的经济技术机制,对保护区内的海洋产业进行调整,积极扶植高新技术产业发展,促进海洋知识创新,并通过综合管理实现最大效益。在保护区内以海域空间的合理调配实现对海洋资源的合理配置和环境效益,促进各类资源可持续利用技术和清洁生产技术的广泛应用,逐步建立符合海洋开发实际的“资源节约型”和“环境友好型”的可持续发展的海洋经济体系。在保护区整体范围内从海洋综合开发效益出发,以可持续发展为宗旨,统筹兼顾各行业、跨地区的海洋综合开发和整治进行规划,优化配置、科学利用、协调发展。

2 海洋特别保护区建设的依据和意义

1999年修订的《中华人民共和国海洋环境保护法》(以下简称《海洋环保法》)已于2000年4月1日起生效,其中第二十三条规定:“凡具有特殊地理条件、生态系统、生物与非生物资源及海洋开发特殊需要的区域,可以建立海洋特别保护区,采取有效的保护措施和科学的开发方式进行特殊管理”。为了贯彻党中央、国务院作出的实施可持续发展和科教兴国的伟大战略,全面实施《海洋环保法》,促进海洋资源的可持续利用和海洋环境保护,应尽快在我国管辖海域建设发展一批海洋特别保护区。

2.1 海洋特别保护区建设依据

1982年制定的《中华人民共和国海洋环境保护法》和1999年修订的《海洋环保法》,都将海洋特别保护区建设列入其中。新修订的《海洋环保法》第二十三条的规定已如前所述。由此可见,从《海洋环保法》出台伊始直至最新修订,都对海洋特别保护区作出明确规定。因此,海洋特别保护区建设具有充分的法律依据。国务院历次机构改革中都赋予了国家海洋局海洋特别保护区的有关管理职能。在1998年机构改革中,国务院再次强调了国

家海洋局“监督管理海洋特别保护区”的职能。所以,监督管理海洋特别保护区是国家海洋行政主管部门的基本职责。

海洋特别保护区已列入国际有关公约及国内相关政策中。《联合国海洋法公约》第十二部分“海洋环境的保护和保全”第211条第6款规定:“如果沿海国有合理根据认为其专属经济区某一明确划定的特定区域,因与其海洋学和生态条件有关的公认技术理由,以及该区域的利用或其资源的保护及其在航运上的特殊性质,要求采取防止来自船只的污染的特别强制性措施,该沿海国……公布任何这种明确划定的特定区域的界限”。《中国生物多样性保护行动计划》中的目标5“自然保护区以外的就地保护”明确了“保护自然保护区以外的主要生境”和“保护海岸和海洋”,目标7“协调生物多样性保护与持续发展”中提出“建立生物多样性管护开发区”和“建立协调生物多样性保护和持续利用的地区性经济示范模式”等。这些国际公约和我国制定的相关政策,都多次直接或间接强调了海洋特别保护区的建设问题。

2.2 建设海洋特别保护区的重要意义

海洋特别保护区建设对于可持续开发利用海洋资源,保护海洋生态环境,促进当地海洋经济发展等方面具有十分重要的意义。改革开放以来,我国海洋经济以高于同期国民经济整体增长速度的态势快速发展。同时,也出现了许多亟待解决的问题,这些问题突出表现在:首先,海洋经济高科技含量不高,海洋产业结构不甚合理;其次,海洋资源合理利用程度不高,海洋生态环境遭受破坏;最后,缺乏综合协调的海洋资源开发和环境保护管理机制和机构,缺乏科学合理的开发与保护的规划和秩序,缺乏科学有效的海洋资源核算体系和配置机制,海洋资源开发出现较为严重的无偿、无序、无度的现象等。面对这种海洋经济快速发展与宝贵的海洋资源及环境保护之间的紧迫矛盾,仅仅依靠建设一些以单纯保护海洋自然环境为宗旨的自然保护区是无法根本解决的。而海洋特别保护区以海洋资源可持续利用为宗旨,

协调海洋经济开发与环境保护,因此可以实现海洋经济、社会与生态环境协调发展。我国是一个发展中的大国,海洋资源和环境对于我国社会经济可持续发展具有重要意义,要实现海洋的可持续发展,除在一些需保护珍稀物种、生态系统及特殊景观等海域建设海洋自然保护区以外,在更大范围内应建立海洋特别保护区,引导、协调海洋资源的合理开发与持续利用,防治海洋生态环境的破坏和退化,实现海洋资源环境与社会经济效益的统一。因此,海洋特别保护区建设是海洋资源与环境可持续发展的现实需要和重要举措。

3 海洋特别保护区的选划和审批

3.1 海洋特别保护区的规划与选划

国家海洋行政主管部门会同有关涉海行业主管部门,依据全国海洋功能区划和有关海洋科学研究成果,对我国管辖海域的海岸带、河口、海湾和群岛海域进行综合调查和全面评估,编制全国海洋特别保护区发展规划,报国务院批准实施。

在我国管辖海域,凡具备下列条件的海区应当建立海洋特别保护区。

- (1) 具有特殊海洋资源和生态环境特征的海岸带、河口区、海湾和群岛海域。
- (2) 已受到损害的典型海洋自然生态环境或海洋生态环境敏感与脆弱的海域。
- (3) 海洋资源密度大和开发利用程度高的海域。

(4) 具有重要开发价值的海洋资源或海洋高新技术产业发展潜力区。

(5) 其他需要特殊保护的海域。

海洋特别保护区分为国家级海洋特别保护区和地方级海洋特别保护区,在国内外具有典型意义的并在海洋资源开发方面对国家产生重大经济效益又有较大国际影响的海岸带、河口区、海湾和群岛海域,应列为国家级海洋特别保护区;除列为国家级海洋特别保护区以外的其他典型海岸带、河口区、海湾和群岛海洋,在海洋资源和海洋开发方面对地方有重大经济效益的,可列为地方级海洋特别保护区。

3.2 海洋特别保护区的申报与审批

国家级海洋特别保护区的建立,由选划的海洋特别保护区所在的省、自治区、直辖市海洋行政主管部门根据全国海洋特别保护区的发展规划,进行综合论证,提出申请,经国家级海洋特别保护区评审委员会评审后,由国家海洋行政主管部门进行协调并提出审批建议,报请国务院批准。地方级海洋特别保护区的建立,由选划的海洋特别保护区所在的省、自治区、直辖市海洋行政主管部门提出,经专家论证,报请省、自治区、直辖市人民政府批准,并报国家海洋行政主管部门备案。毗邻两个以上行政区的海洋特别保护区的建立,由相关行政区的人民政府协商一致后,与上级政府的海洋行政主管部门协调后提出,并按照前述规定的程序申报。

申请建立海洋特别保护区,应当填报由国家海洋行政主管部门统一印制的《建立海洋特别保护区申报书》。《申报书》主要包括下列主要内容:①该海域的地理位置、自然资源及开发利用现状、生态环境状况及存在问题与发展趋势;②建立海洋特别保护区的必要性和可行性;③海洋特别保护区的建设方案;④主要管理措施、管理机构和人员组成;⑤专家评审意见;⑥其他有关附件。

国家海洋行政主管部门成立国家级海洋特别保护区评审委员会,并制定评审标准,组织国家级海洋特别保护区的评审工作。省级海洋行政主管部门成立地方级海洋特别保护区评审委员会,并参照国家级制定评审标准组织评审。建设海洋特别保护区经海洋特别保护区评审委员会评审通过后方可报批。

海洋特别保护区批准成立以后,海洋特别保护区按照下列方法命名:国家级海洋特别保护区由其所在地地名加“国家级海洋特别保护区”;地方级海洋特别保护区由其所在地地名加“地方级海洋特别保护区”。

海洋特别保护区的范围和界线由所在地省级人民政府予以公告。海洋特别保护区的撤销及其范围、界线的调整或者改变,应当经原批准建立海洋特别保护区的人民政府批准。

4 海洋特别保护区建设与管理的主要内容

海洋特别保护区的建设与管理贯彻实施“全面规划、合理开发、积极保护、永续利用”的方针。根据区域内不同海洋资源与生态环境状况、不同经济条件与社会属性,按照有关法律法规、规范标准及制度,在不同区域采用功能分区、结构优化和高科技等手段,对整个区域实行全面协调管理,积极引导、调控各类海洋资源进行科学合理的开发活动,探索海区的最佳开发秩序,最终实现海洋经济、社会和生态环境可持续发展。

4.1 管理机构的基本职责

海洋特别保护区管理机构的主要职责是:①贯彻执行国家有关海洋资源开发和环境保

护的法律、法规和方针、政策；②制定和实施保护区的总体建设规划，并组织落实年度计划；③制定保护区自身的各项管理制度、技术规范及标准；④结合保护区的资源与环境条件，以及涉海产业部门的发展政策与规划，统筹兼顾地编制在保护区内进行产业开发的行业中、长期的可持续发展计划；⑤规范和协调保护区内各涉海行业的海洋资源开发活动，扶植海洋高新技术企业发展；⑥依法在保护区实施执法监察管理，监督管理保护区内各项活动，对已受损害的海洋资源与环境进行恢复；⑦开展保护区内海洋资源与环境基础调查和经常性监测评估工作，建立保护区的档案资料和数据信息系统；⑧组织开展保护区内的科学研究工作，进行公众宣传教育活动，开展国际合作活动；⑨在保护区内建立保护管理合作组织，实行联合监视执法、监督检查等。

4.2 海洋资源与生态环境保护管理

在海洋特别保护区内，海洋资源与生态环境保护的主要政策是实行“谁污染、谁付费”的原则，并在此基础上利用市场经济机制，推行“谁治理、谁收益”的制度；鼓励海洋资源开发产业发展清洁生产和环境无害化技术，把生态环境指标纳入企业业绩评估；扶植海洋环保产业及咨询服务业，鼓励外资和私人资本从事海洋环保；海洋资源与环境整治项目通过公开招标，引入竞争机制等。

海洋特别保护区侧重海洋生态保护，主要措施是：一方面大力扶植海洋生态农业、生态养殖、生态旅游等技术和项目；另一方面积极建设海洋资源循环利用、海洋生态恢复整治、海洋生物多样性及自然保护等海洋生态工程，保护和恢复已经改变的脆弱生境。

海洋特别保护区基本的资源与环境管理制度是：对于海洋污染防治，推行环境容量总量控制制度、限期治理制度、污染事故报告制度及排污许可证制度等；保护区内不得设置陆源污染物的排污口，现有排污口应当逐步改造成离岸深海排放；保护区内不得设置海洋倾倒区，禁止倾倒各类废物；制定并实施海洋生态环境质量标准，定期对海洋环境进行监测和评价，特别是要实施海洋生态监测；保护区内不得任意筑堤围垦，确需筑堤围垦的应当进行综合论证可行后，经批准方可申请立项；开发和增加海洋资源的潜力，维持和恢复海洋生物种群水平和其他资源能力。为应付突发性的资源与环境破坏，保护区应制定资源破坏与环境污染事故应急计划等。

5 加快海洋特别保护区建设步伐

根据《海洋环保法》和国家有关规定，经过筛选和实地勘查，选划了分别处于我国南、北海域海洋资源丰富、开发程度较高的山东庙岛群岛和钦州湾两处典型区域作为第一批海洋特别保护区。两区已于1995年和1996年分别通过了省、国家两级评审委员会的评审。

庙岛群岛海洋特别保护区包括山东省长岛县境内的所有岛屿及其附近海域，该区位于渤海和黄河的交界处，区内风景秀丽，资源丰富，旅游业和养殖业发达，是我国著名的海珍品生产、加工、出口基地。长岛县人民政府成立了由县政府有关部门组成的海洋特别保护区协调管理委员会，及有关专家组成的专家委员会。几年来，逐步探索出一条社会、经济、资源、环境协调发展的道路，正在争取建立国家级海洋特别保护区。

钦州湾海洋特别保护区包括广西壮族自治区钦州市钦州湾海域，该区位于北部湾顶部，区位优势明显，港口资源丰富，区内水质肥沃、环境优越、生态类型多样，较好地保存着独特的红树林和滨海湿地等自然景观，具有重要的开发与保护价值。钦州市为合理开发与

保护海洋资源与环境,成立了由市政府有关部门组成的海洋开发保护管理委员会,负责协调特别保护区的有关工作;并投入了大量人力、物力、财力,在调查、论证、选划和建设海洋特别保护区方面做了许多工作,为建设国家级海洋特别保护区打下了良好基础。今后,海洋特别保护区建设将逐步成为沿海地区实现可持续发展的重要举措之一。

参考文献

- 鹿守本. 1998. 海洋管理通论. 北京: 海洋出版社
- 彭新育, 王力. 2000. 流域综合集成管理的资源价值体系初探. 中国软科学, (3): 114~116
- 王斌. 1999. 中国海洋生物多样性的保护与管理对策. 生物多样性, 7: 347~350
- 张更生, 郑允文, 吴小敏, 蒋明康. 1995. 自然保护区管理、评价与建设技术规范. 北京: 中国环境科学出版社

Theory and Practice for the Construction of Special Protective Area of Ocean

Wang Bin

(Department of Environment Protection, State Oceanography Administration,
Beijing 100860)

Abstract Special protective areas of ocean will be established in the sea areas dominated by China, according to the requirements of the latest emended "Oceanic Environment Protection Law", which is an important action for making full use of oceanic resources in sustainable and protecting the oceanic environment of our country. The author describes the meaning of the special protective areas of ocean and its main objectives, including the difference with natural protective area of ocean. The criteria for selecting, classifying, applying and ratifying special protective area of ocean has been studied in this paper. The management system, organization construction, related law legislation, and funding mechanism for the special protective area of ocean are also suggested. Finally the author analyzes the issue in management of special protective area of ocean, which includes protection and management of oceanic environment and reasonable opening and management for the oceanic resources. And the two established special protective areas of ocean are briefly introduced in this paper.

Key Words Special protective area of ocean, Meaning, Basic task, Criteria for classification, Management system

贵州省生物多样性概况与 科技资源配置刍议

¹连宾 ¹王有辉 ²殷玉恩 ²陈锐

(¹ 贵州工业大学化学与生物工程学院, 贵阳 550009

² 贵州省科学院科研处, 贵阳 550002)

摘要 生物多样性科学已经成为最热门的话题。贵州是生物资源极其丰富的省份, 据统计, 贵州省境内植物种数在国内名列第四位, 动物种数在国内名列第三位, 贵州还是野生食用菌生长的天然温室, 此外还拥有十分丰富的极端微生物资源和生长环境。显然, 贵州典型喀斯特岩溶山区生物多样性研究、保护及开发利用与贵州经济社会的发展息息相关。由于贵州省长期以来生物多样性研究存在着力量分散及创新不够等问题, 已难于适应今后贵州省经济社会可持续发展的需要。为使贵州省生物多样性研究真正成为实施可持续发展及西部大开发战略的重要依托, 对贵州省生物多样性研究的科技资源进行优化重组已势在必行。本文概要介绍了开展生物多样性研究的意义、贵州生物多样性研究的基本情况、贵州省生物多样性研究有待拓展的学科领域以及贵州从事生物多样性研究的科技资源概况, 并提出了对贵州省科技资源进行重新组合的初步设想。

关键词 生物多样性 喀斯特 资源重组

前言

贵州是生物资源极其丰富的省份, 积极拓展贵州生物资源的研究、保护、开发及利用对全省的经济发展与社会进步有重要意义。尽管贵州省在生物多样性研究方面已具备一定的基础和优势, 但由于研究力量分散及创新不够等问题, 已难于适应今后贵州省经济社会可持续发展的需要, 因此, 急需优化重组贵州省生物多样性研究的科技资源, 使生物多样性研究真正成为实施可持续发展及西部大开发战略的重要依托。

1 开展生物多样性研究的意义

根据世界自然基金会的定义(季维智, 2000), 生物多样性是指地球生命的宝库——无数植物、动物和微生物, 和它们所包含的基因, 以及由它们所构成的复杂生态系统。因此, 需要在3个层次上考虑生物多样性即生态系统多样性、物种多样性及遗传多样性。所有层次的生物多样性, 对于物种和自然群落的持续生存都是必需的, 对人类的生存具有重要价值。

贵州省作为世界著名的典型喀斯特岩溶山区, 地处长江和珠江上游地区, 在重建和恢

复生态环境、植树种草和营建两江生态保护林体系的系统工程中面临着许多问题,如在特定的生态环境下该种什么树和什么草,才能取得良好的生态效益和经济效益;如何为建设高质量的两江上游生态环境、保护利用丰富多彩的生物资源进行正确决策并提供科技咨询。目前,生态旅游逐渐升温,当旅游者无意地践踏野花、干扰筑巢鸟群时,他们的活动无疑会加速生态敏感区的退化并使生物多样性保护面临着更加严峻的局面。贵州省森林覆盖率仅 30.8%,水土流失面积已达 43.6%,石漠化面积 12.8%,且有进一步扩大的趋势,生态系统退化严重。因此,加强生态环境的保护和建设,必须从研究生物多样性与喀斯特环境的科学问题入手,这样才能从根本上解决问题。一个健全的发展环境必须具有极大的经济、美学和伦理价值,因此,保持一个健全的环境意味着使其所有的部分,即生态系统、群落和物种都应保持良好的状态。中国在 1996 年 9 月就发布了我国生物多样性保护行动计划,提出了一批优先行动方案和优先项目。因此,开展生物多样性研究是国家发展的长期战略目标之一。

2 贵州省生物多样性研究的基本情况

贵州省是生物资源极其丰富的省份,主要表现在以下几方面。

2.1 生态环境的多样性

贵州位于东经 $103^{\circ} 36' \sim 109^{\circ} 13'$, 北纬 $24^{\circ} 37' \sim 29^{\circ} 13'$, 地处云贵高原东斜坡,座落在长江和珠江两大水系支流上游河源地带。全省面积 $176\,128\text{km}^2$,其中,山地占 87%,丘陵占 10%,平地仅占 3%。全省有 70% 以上的面积和 80% 以上的县市,均不同程度分布较大面积的碳酸盐岩和发育健全的岩溶地貌,是全国著名的喀斯特高原山地。在贵州省境内,北部分布有东北西南走向的大娄山脉,中部横贯苗岭山脉,东北部蜿蜒着川、湘、黔三省间的武陵山脉,西部斜贯跨越滇、黔二省的乌蒙山脉。其中苗岭山脉为贵州境内长江和珠江水系的分水岭。

在这些连绵起伏的崇山峻岭间,据统计长于 10km 的江河有 984 条,并且还有草海等 74 座大小天然湖泊和红枫湖等 40 余座面积不等的人工水库,众多的湿地、沼泽、湿草甸、淡水泉、地热湿地散布全省各地。经过千百万年来河水的侵蚀作用以及地质海相沉积发育和地球的造山运动,致使贵州的地形地貌呈现了高原、山地、丘陵、盆地、河谷、阶地及其岩溶石芽、石沟、峰林、峰丛、溶蚀洼地、漏斗、落水洞和暗河等千姿百态,相互交错的独特自然景观。

同时,贵州地处中亚热带湿润季风气候区,冬无严寒,夏无酷暑,四季不甚分明,年平均气温在 $10\sim 19^{\circ}\text{C}$ 之间,年降水量为 $1\,000\sim 1\,700\text{mm}$,相对湿度在 80% 以上;自然植被包括针叶林、阔叶林、混交林、灌丛、灌草丛、水生植被等;农田植被包括旱地植被、水田植被、经济林、果木林等。自然植被在水平空间的分布上,表现出较明显的地带性特征,但就全省范围而言,贵州的原生植被多数遭到破坏,有的演变为次生的针叶林、灌丛或草坡,也有甚至成为荒山秃岭。贵州省著名专家屠玉麟教授根据水热条件复合叠加组成的气候类型提出贵州喀斯特生态系统 12 个类型和地区(屠玉麟,2000),并进一步将贵州喀斯特生态环境类型划分为 55 个类型系统。

总之,贵州是一个地势高低悬殊,地貌类型复杂,气候类型多样,垂直变化显著,植被类型繁多,呈明显亚热带性质,自然生态系统繁杂多样的自然地理区。

2.2 物种多样性概况

2.2.1 植物多样性

就植物多样性资源而言,贵州省迄今已知的维管束植物(包括蕨类与种子植物)有250科1543属5600种(含亚种、变种),种数仅次于云南、四川和广西。其中,药用植物有3600种,其他各类经济植物有1000多种,还有许多至今我们仍未认识的物种。植物种数在国内名列第四位(黄威廉和屠玉麟,1988;李永康等,1982,1986,1987,1989)。

2.2.2 动物多样性

已有的记录表明,贵州动物多样性由脊椎动物1014种或亚种以及无脊椎动物3266种或亚种所组成,其中淡水鱼类202种,两栖类62种和亚种,爬行类101种,鸟类482种和亚种,兽类167种和亚种;无脊椎动物记录约3266种,其中寡毛类85种、浮游动物类267种、虾类26种、蟹类5种、贝类45种。昆虫有蚊类108种、虻类64种和亚种、虱类40余种、蚤类42种、蝇类114种,其他农林昆虫类2470种。动物种数在国内名列第三位(陈汉彬,1987;陈汉彬等,1991;伍律等,1985;1986;伍律,1989;罗蓉,1993;吴至康,1986;王有辉等,1996;邓一德等,1986;郭振中,1987)。

2.2.3 菌物多样性

据报道(吴兴亮,2000),贵州大型真菌种类有966种,隶属44科202属。已描述的野生食用菌有243种,药用菌有186种,毒菌有67种,其中的许多种类属于外生菌根菌。尽管不同作者报道的上述数据有差异(何绍昌等,1994),但贵州菌物资源十分丰富乃是不争的事实。贵州近年来描述发表冬小包脚菇(*Volvariella brumalis*)、任氏灵芝(*Ganoderma renii*)、高盘灵芝(*Ganoderma cupulatifprocerum*)、白柄鸡枞菌(*Termitomyces albiceps*)等菌物新种、中国新纪录数十种(何绍昌等,1987;1995;1996;吴兴亮等,1996),个别种(如冬小包脚菇)非常罕见,迄今仅在贵州境内被发现(何绍昌等,1987;连宾等,1998)。贵州复杂多样的自然生态系统同样孕育了种类繁多的菌物类型。

2.2.4 特殊条件下的微生物

地球上动植物不能生存的各种特殊环境(这里包括极端环境)。研究极端条件下的微生物是生物多样性领域中一项极其重要的内容。例如,作为生物多样性的重要组成部分酒曲微生物在制曲和酿酒过程中起着十分重要的作用,它既是酿酒原料的重要组成部分,又直接参与乙醇和香味物质的形成,而特定的生产工艺为酒曲微生物发挥作用提供了相应的外部环境(连宾,1995;1997)。贵州拥有十分丰富的极端微生物资源和生长环境,如息峰和石阡温泉中的高温微生物资源(连宾,1992),特有的诸如茅台酒酒曲微生物资源(连宾等,1993),洞穴诸如织金洞、龙宫洞穴微生物资源,贵州境内丰富的能对磷矿、金矿、汞矿以及煤矿进行作用的微生物资源等(连宾,1998),研究、保护及开发利用这些宝贵的微生物资源无疑将对我省乃至整个国民经济建设的需求产生不可估量的影响。

2.3 遗传多样性

物种的遗传多样性经常受到种群内个体繁殖行为的影响。种群可能由几个个体或者数百万个体组成。生物多样性的研究应该是建立在其遗传多样性研究基础之上,因为只有这样才能阐明生物多样性的本质。贵州省作为我国拥有丰富生物多样性的区域,分布许多动植物种,具有很强的地方性。如何破译、认识和利用在喀斯特岩溶山区繁衍生息特殊物种的功能和抗病遗传基因,对推动生物工程,发展高新种养殖业和维护人们的身体健康,振

兴贵州经济均具有重大科学意义。例如, 贵州农学院采用抗病性基因积累杂交方法, 完成的抗病高产小麦品种选育, 推广的贵农 10 号小麦新品种; 利用野燕麦与普通小麦远缘杂交, 对水稻开展的光合作用的遗传性研究; 1963~1985 年采用金黄洛克、奥品屯、新汉夏和本地鸡进行杂交培育的贵农金黄鸡等。贵州省油料科学研究所选育推广的杂交优质油菜新品种油研 1、2、3、4、5 号, 1992 年完成的甘蓝型油菜细胞核雄性不育材料的选育及遗传研究; 贵州省生物研究所利用野生食用菌选育并推广的黔香 1 号品种及 1985 年完成的国家一类保护动物黑颈鹤染色体组型研究; 贵州遵义医学院和贵州师范大学等单位, 对贵州某些爬行动物、两栖动物和鱼类开展的染色体组型或核型的研究等。

但总的说来, 贵州省在遗传多样性领域的研究起步较晚, 以前的研究大多仅限于染色体核型水平和某些简单遗传标记的应用, 远远不能适应生物遗传多样性研究的需要。

3 贵州从事生物多样性研究的科技资源概况

目前, 在贵州从事生物科学研究的专业技术人员(包括高校教师)中, 人才断层现象十分严重, 科研力量尤其是高层次研究人才严重不足。涉及贵州生物多样性研究且具有一定影响的单位分别有贵州省科学院生物研究所及山地资源研究所、贵州省农业科学院、贵州省林业科学研究院、贵州省水产科学研究院、贵州省生物技术研究开发基地、贵州大学生物技术学院、贵州工业大学化学与生物工程学院、贵州师范大学资源与环境科学系和生命科学系、遵义医学院、贵阳医学院以及中科院地球化学研究所环境地球化学国家重点实验室等。

贵州科学院生物研究所侧重研究贵州的菌物、植物、动物的分类、生态、生化, 以及贵州草海湿地生态系统和梵净山森林生态系统的定位和半定位研究; 贵州省农业科学院所属的一些研究所以农作物为主要研究方向, 侧重在水稻、旱粮、油料、水果和蔬菜等方面开展有关园艺、生技、土肥、病虫害防治和新品种培育等方面的工作; 贵州省林业科学研究院, 侧重于贵州林业, 开展林木速生丰产、森林保护和林产品加工等方面的研究; 贵州省水产科学研究院以水产应用技术研究为主, 开展渔业资源研究, 水生动物养殖技术研究, 推广鱼类养殖高产新技术; 贵州省生物技术研究开发基地, 主要从事现代生物技术与开发利用; 贵州大学生物技术学院以农、林、畜牧、植保、园艺等教学为主, 同时开展能与教学结合的有关生物科学研究, 在食品微生物和虫草等方面的研究中取得许多成果; 贵州师范大学资源与环境科学系和生命科学系以培养生物和地理教师为主, 开展有关单位下达的某些生命科学和自然地理相关的环境科学研究; 贵州遵义医学院和贵阳医学院以教学和培养医用人材为主, 分别开展两栖爬行动物和医学昆虫的分类学研究, 并进行了贵州中药资源综合调查研究, 开展有关中药材的栽培、引种、驯化、加工炮制、药理和成药新品种的研究; 中科院地球化学研究所环境地球化学国家重点实验室近年来开始重视有关的生物地球化学方面的研究工作, 对一些极端环境条件下元素的生物循环进行了许多富有成效的工作; 此外, 贵州省环境保护科学研究所、贵州省珍稀濒危动物拯救中心等单位也开展了有关的研究工作。

总之, 贵州省在生物多样性研究方面已具有一定的基础和条件, 但由于历史及其他原因导致多年来科研力量分散、合力不足, 不利于生物多样性方面研究的发展。因此, 优化重组贵州省生物多样性研究方面的资源, 集中力量和研究经费进行攻关, 进一步提高生物

多样性研究的整体水平,以适应贵州省经济社会发展的需要势在必行。

4 贵州省生物多样性研究有待拓展的学科领域

生物分类及物种保护是开展生物多样性研究工作的重要内容之一。有必要强化传统分类学研究,继续弄清贵州省生物种群结构和寻找新的生物物种,同时探讨新技术、新方法,使之有效地应用于生物分类及物种保护工作中,逐步从传统的形态分类向细胞和分子水平不断深化,充分了解全省的生物资源状况,特别是具有很高经济价值和珍稀濒危动植物的动态变化信息,以便能更好地制定野生动植物保护法规与开发政策。

在考虑可持续发展的基础上,充分利用生物资源同样是生物多样性的主要研究课题之一。所谓可持续发展是指经济的发展在满足当前和未来人类对资源与就业需要的同时,对生物多样性的损害降低到最低程度,强调在发展的同时不伴随自然资源消耗的增长。

贵州省拥有众多秀美山川,自然景观十分丰富,是开展生态旅游得天独厚的省份之一。所谓生态旅游,是让人们到大自然中去充分享受自然美的一种休闲游乐活动,让旅游者更加充分体会大自然带来的无穷乐趣,了解不同野生动植物的生活习性、经济价值,以及更深层次的科学知识。生物多样性研究、保护与利用和生态旅游结合起来,对推动贵州省旅游业的良性发展将起到重要作用,这也是生物多样性的主要研究课题之一。

环境保护将是生物多样性研究的第四个主要研究内容。对化学毒物特别敏感的物种能作为监测环境健康的“早期警报系统”,某些物种甚至可以替代昂贵的探测仪器。如,苔藓群落的组成能被用作空气污染程度的生物指示;苔藓的分布和多寡可用于识别污染源。

开展有贵州特色和优势的遗传多样性研究应是生物多样性的又一主要研究课题。如,对黑颈鹤即可开展耐高寒、耐缺氧生理的血液系统相关基因的克隆和定位,将对我国高寒地区驻军、旅游等方面产生深刻影响;再如,贵州省少数民族众多,民族内通婚仍然广泛存在,基因库载体的群体数量有时很小,这形成了贵州省特有的样本优势,是发展特色科研的方向。此外,贵州省有丰富的本地作物品种资源,例如,油菜有长期的种植历史,有大量的本地优良性状品种,也有长期的科研基础,如果能在优良性状相关基因工作中全面引入分子生物学手段,相信必能获得相关的重要性状基因。

5 科技资源重新组合的初步设想

近年来,贵州省政府对全省社会公益型研究所进行了改制或改革,付出了艰辛的努力,但工作并不顺利,存在问题依然很多。作者认为,应根据贵州省实际情况,优化全省的科技资源配置。对研究方向相似或相近的研究机构进行重新组合,明确其研究任务与服务方向,强化管理、突出创新,这应该是社会公益型研究所改制或改革的有效方法之一。就贵州省的生物多样性研究而言,有关的研究单位省内有10多家,力量分散,经费严重不足,可在省内采用自愿、联合、优化、协作及特聘等方式,在贵州科学院生物研究所的基础上,联合贵州科学院院内的山地所、植物园、省生物技术研究开发基地、贵州大学、贵州工业大学及贵州师范大学等单位的相关部门或人员,组建“贵州省生物多样性研究中心”。实行一所(中心)多制的运行模式,对内实行专业技术职称聘任制,择优聘任,优化组合,竞争上岗;对外实行开放、联合、流动、竞争的运行管理机制;建立重实绩、重贡献、向优秀人才倾斜的相关分配政策,逐步建立以岗定薪、按劳取酬、优劳优酬,以岗位工资为主

要内容的内部分配办法,使贵州省生物多样性研究成为贵州省实施西部大开发战略的重要技术支撑。毋庸讳言,实现上述设想需要有关部门领导的积极支持和大胆推进,否则只能是纸上谈兵而已。

参考文献

- 陈汉彬主编. 1987. 贵州蚊类志上卷. 贵阳: 贵州人民出版社
- 陈汉彬, 许荣满. 1991. 贵州虻类志. 贵阳: 贵州人民出版社
- 邓一德, 王有辉. 1986. 草海底栖动物调查初报. 见: 草海科学考察报告. 贵阳: 贵州人民出版社, 161~185
- 郭振中主编. 1987. 贵州农林昆虫志 (卷 1). 贵阳: 贵州人民出版社
- 黄威廉, 屠玉麟. 1988. 贵州植被. 贵阳: 贵州人民出版社
- 何绍昌, 冯丽. 1987. 小包脚菇属一新种. 真菌学报, 6 (3): 150~152
- 何绍昌等. 1994. 贵州食用菌. 西南林学院学报, 14 (1): 39~55
- 何绍昌等. 1995. 贵州灵芝科 IV. 真菌学报, 14 (2): 104~106
- 何绍昌, 连宾. 1996. 鸡枞菌科研究概况. 贵州科学, 14 (4): 66~74
- 季维智. 2000. 保护生物学基础. 北京: 中国林业出版社
- 李永康主编. 1982、1986、1987、1989. 贵州植物志 1~9 卷. 贵阳: 贵州人民出版社
- 连宾. 1997. 微生物在酱香型白酒香味物质形成中的作用. 中国酿造, (1): 13~14, 8
- 连宾. 1995. 嗜热芽胞杆菌在高温大曲发酵中的作用. 酿酒科技, (5): 15~16
- 连宾. 1992. 贵州息烽、石阡温泉中的嗜热菌. 微量元素与健康研究, (4): 38~39
- 连宾编著. 1998. 硅酸盐细菌的解钾作用研究. 贵阳: 贵州科技出版社
- 连宾等. 1993. 茅台酒曲嗜热细菌的研究. 贵州科学, 11 (1): 75~81
- 连宾等. 1998. 一种新型食用真菌冬小包脚菇的研究. 西南农业学报, 11 (1): 126~128
- 罗蓉主编. 1993. 贵州兽类志. 贵阳: 贵州人民出版社
- 屠玉麟. 2000. 贵州喀斯特生态环境类型划分研究. 贵州科学, 18 (1~2): 139~144
- 王有辉, 吴本寿. 1996. 贵州鸟类志补遗. 贵州科学, 14 (4): 75~79
- 吴兴亮, 张小青. 1996. 贵州灵芝属的种类及一新种. 真菌学报, 15 (1): 4~8
- 吴兴亮. 2000. 中国贵州大型真菌资源及其利用. 贵州科学, 18 (1~2): 71~76
- 伍律等. 1986. 贵州两栖类志. 贵阳: 贵州人民出版社
- 伍律等. 1985. 贵州爬行类志. 贵阳: 贵州人民出版社
- 伍律主编. 1989. 贵州鱼类志. 贵阳: 贵州人民出版社
- 吴至康主编. 1986. 贵州鸟类志. 贵阳: 贵州人民出版社

Overview of Biological Diversity in Guizhou and Rearrangement of Scientific Research Resources

Lian Bin, Wang Youhui

(College of Chemistry and Biological Engineering,
Guizhou Industrial University, Guiyang 550002)

Yin Yuen and Chen Rui

(Science Research Department, Guizhou Academy of sciences, Guiyang 550002)

Abstract Guizhou province is rich in biological diversity, and the numbers of animal species and plant species in this province rank at the fourth and third placements respectively in China. The environment in this region is suitable for growth of many edible fungi and there are some extreme microbes. It is obviously that the exploitation and protection of rich bio-resource will be important for economical and social development in this province. In this paper the authors have discussed the significance of bio-diversity studies, and briefly introduced the overview of bio-diversity situation in this province. The further work direction about this region in the future and the situation about some research institute related to bio-diversity in Guizhou have been described, and the authors have given some preliminary suggestions about how to efficiently develop bio-diversity study in Guizhou province.

Key Words Biological diversity, Karst, Resource rearrangement

生物多样性优先保护地确定的研究^{*}

陈小勇 李媛媛 陆慧萍

(华东师范大学环境科学系, 上海 200062)

摘要 生物多样性丧失是全球普遍关注的问题,但由于资金、时间的限制以及生物多样性分布的不均匀性和受威胁程度的不同,需要确定优先保护地区。本文就生物多样性优先保护地区确定的有关方法和标准进行了介绍,并回顾了有关的研究进展,最后针对我国生物多样性保护状况,提出了开展优先保护地区确定研究的优先方面。

关键词 优先 生物多样性保护 方法和标准

1 引言

生物多样性是全球普遍关注的问题,尤其是1992年《生物多样性公约》签订以来,生物多样性的研究与保护引起了各国的高度重视。生物多样性丧失是全球性问题,所有地方的生物多样性都应得到保护。但由于时间、资金、人力以及生物多样性分布的不均匀性和受威胁程度等因素的影响而有轻重缓急之分,因此,要最有效地保护生物多样性,需要确定优先保护地。有关研究已经开展了不少,其中以Myers生物多样性的热点地区影响最大,这些大多集中在较大范围,对于一个国家或地区(马克平 2001),以及一个物种的优先保护地的确定尚需进一步研究,在此对有关研究进行初步介绍,并提出我国急需发展的方向,供进一步研究参考。

2 确定优先保护的生物学标准

由于生物多样性具有明显的地域特点,确定优先保护是一件困难且应十分仔细的工作,因此,确定优先保护的标准是十分重要的。用于优先保护地域确定的标准涉及到很多方面,如生物学、伦理学、历史、文化和政治等,后面几个方面涉及到许多不定因素,且因具体地域而有较大差别,可比性相对较弱,故在这里主要就生物学标准进行讨论。Johnson(1995)将优先保护地确定的生物学标准归为6类,它们是:

A.丰富度 (richness) 是指特定地区基因、物种或生态系统的总数,丰富度越高,保护价值越大(Van Jaarsveld 等, 1998)。以物种来说,1个包含500个物种的生境比只含300种的具更大的保护重要性。丰富度在确定优先保护方面具重要作用,也是所有标准中最简单、最量化的。这个标准不考虑物种的价值、稀有性、濒危程度等,意味着所有的基因、物种或生态系统具有相同的价值。

B.稀有性 (rarity) 指某种基因或基因型、物种或生态系统的罕见程度。越不常见的

^{*} 本文得到国家自然科学基金项目(30070143)和上海市重点学科建设项目资助

基因或基因型、物种或生态系统,其保护价值越高(Van Jaarsveld 等, 1998)。虽然稀有性有多种类型,但常用的多指在整个分布区内数量较少的。分布范围小的特有类型也常是衡量的标准,如物种水平的特有种是判断优先性的重要指标。采用该标准时,需要对基因或基因型、物种、生态系统有较充分的了解,否则容易得出不太正确的结论。如关于物种的分布,随着调查的不断深入,会逐渐发现新的种群,美国濒危物种名单中被删去的物种就有不少就是因为发现新种群的缘故。

C.独特性(distinctiveness) 它是评价1个种群、物种或生态系统与其最接近类型的差异程度。由于稀有类型常具有很高的独特性,因此这个标准容易与稀有性混淆。在确定独特性方面有不同的方法,以物种水平来讲,一个物种与其近缘种在分类中的位置作为指标,若某个物种是属、科的惟一的种,则具较高的保护价值。然而传统分类学中物种的关系常受到质疑,不少研究者认为应采用系统进化关系来判断物种的独特性(Faith, 1996),并且这种方法既适合种上单元,也适合种下水平,但在具体分支的选取方面又有不同的方法(Soltis 和 Gitzendanner, 1999)。

D.代表性(representiveness) 以使包括尽可能多具代表性的基因型、物种或生态系统类型。例如,设置保护区系统时,应尽可能包含该区域不同的生态系统类型。这个标准主要用来确定在相似的生态系统类型中哪个地点包含更多具代表性的物种和生态系统格局。在基因水平上,代表性是异地保护中种子库和圈养计划取样时选择性取样的重要依据。

E.受胁性(threat) 依据这个标准,当前面临最大危险或破坏的最需要保护。如在物种水平上,根据IUCN的标准,优先保护次序为:濒危种>易危种>稀有种。该方法要求对基因型、物种或生态系统有较好的了解。在生物多样性的3个层次上,生态系统和物种水平受威胁的程度了解尚比较多,而对基因或基因型的濒危程度了解很少。

F.生态作用(ecological role)或功能(function) 该标准强调特定种、群落或生态系统在影响其他种、群落或生态系统的存在性的作用。“关键”(keystone)一词与此很接近。在生物群落中,关键种通过直接或间接途径对群落结构、组成或过程的影响大小远大于其生物量的比例。例如,林冠层植物 *Casearia corymbosa* 是一种关键植物,在每年果实最缺少的2~6周决定性时间里,许多食果动物以此树为生,若这种植物消失,部分鸟类和以这些鸟类散布种子的植物将逐渐消失(Soule 和 Wilcox, 1980)。该标准也可应用于生境或物理资源,即“关键资源”。如盐沼是一种重要的关键资源,为其他物种提供栖息地和觅食地,以上海崇明东滩为例,这里是迁徙鸟类重要的中转站,仅水鸟就达到108种(亚种)。

在种群、物种、群落、生态系统等不同层次确定优先保护地域时,以上标准的采用有很大的差异,一般来讲,层次越高,可选用的标准越多,但同时也可能常常面临缺乏数据的情况。以物种水平的优先确定来说,较多地考虑受威胁程度、生态功能、独特性以及经济价值(Soltis 和 Gitzendanner, 1999)。而对于遗传多样性的保护,则比较强调丰富度和独特性(Petit 等, 1997),稀有性和受胁性也是常考虑的指标。

3 确定优先保护地的方法

确定了评价优先性的标准,采用何种方法评价优先也是十分重要的。根据评价方法的特点可以分为三种类型:基于遗传分析的方法、基于物种分析的方法和基于生态系统分析的方法(Johnson, 1995)。

3.1 基于遗传分析的方法

遗传变异的丧失早于物种，当多数物种远未受到威胁时，它们的基因库因种群的消失而在悄悄地减少 (Meffe 和 Carroll, 1994)，这对于许多重要的农作物和饲养动物尤其如此。基于遗传分析的方法其主要目的有 3 个：①使具代表性遗传变异的个体能被保护；②确定遗传多样性丰富的种群；③保护整个分布范围内种群梯度及其中的基因型，不仅保护代表性基因，而且也保护共适应基因群。

检测生物遗传变异的方法很多，大致可以分为形态和细胞水平、等位酶变异以及 DNA 变异 (葛颂、洪德元, 1994)。形态和细胞水平检测的遗传变异在早期应用较多，但在 1966 年等位酶分析技术应用于种群研究以来，有关技术得到迅速普及，目前采用等位酶技术检测的物种遗传变异的数据是最丰富的，数据处理方法也最完善。随着 DNA 技术的不断普及，检测的 DNA 变异数据也在不断增加，从发展趋势来看，最终 DNA 变异数据会超过等位酶数据 (陈小勇, 1995)。

基于遗传分析的方法大多比较昂贵，加上物种、种群多，因此该方法多用于小范围、十分重要或受到严重威胁的种类，如濒危物种、重要的农作物和饲养动物的野生近缘种。这种方法与基于生态系统和物种分析的方法相比，是一种“精细”的方法。该方法的优点和不足之处见表 1。

表 1 三种确定生物多样性优先保护方法的比较 (根据 Johnson (1995) 整理)

优点		缺点	
基 于 遗 传 的 方 法	1. 可以为成功保护极端稀有或高度濒危物种或种群提供十分关键的信息	1. 基于基因遗传的途径都比较贵，需要丰富的经验和足够的实验设备，取样方法很重要且易混乱，选择了错误的方法将影响结果的置信度	
	2. 对于确定驯化物种及其野生亲缘种 (尤其是农作物和家畜以及其他有重要经济价值的物种) 的优先保护十分有用	2. 用于分析的动植物组织需要仔细采集、运输和贮藏	
	3. 该方法确定的优先很特定，由此采取的保护措施针对性很强，目标明确，范围也很清楚	3. 对生态系统及其动态生态学和进化过程的保护几乎没有作用，而这些对于基因多样性的保护是十分重要的	
基 于 物 种 的 方 法	1. 能够有选择性地针对最受威胁或最有价值的种类	1. 不同研究者对物种的定义和理解有所不同，一些人认为是种时，另一些人可能认为是亚种	
	2. 在某些情况下，该方法可以取代复杂的生态系统方法有效地保护自然群落或生境	2. 许多物种的繁育格局及其他生活史特征不清楚，并且有许多物种尚未被发现或未命名	
	3. 该方法比基于生态系统的方法更易被人接受	3. 监测评价该方法的成败比较困难，如监测森林或其他自然生境的丧失比监测物种数量变化容易	
	4. 在许多地方不存在自然的生态系统或受到很大的干扰。因此，基于物种的方法可能比较可行	4. 一些分类群的“热点地区”不一定是其他分类群的热点地区	
		5. 该方法 (尤其是在强调受威胁这一标准时) 只会提供决策者很少的可供选择的方法	

	优点	缺点
基于生态系统的 方法	1. 一旦建立了生态系统或生境的分类系统, 则其大小、分布就容易确定, 只要足够面积的代表性生态系统或生境得到保护, 那么该生态系统或生境中的大多数物种和基因多样性也将得到保护	1. 许多基于生态系统的方法将优先性赋予自然生境。而事实上, 几乎所有的生态系统都不同程度上受到人类活动的影响
	2. 生态过程是许多物种生存所必需的, 只有基于生态系统的方法才可能保护这些生物多样性的关键联系	2. 尽管已有许多尝试对生态系统进行分类, 但至今尚没有一个国际上认可的标准, 大多数国家没有一个一致的分类方案
	3. 生态系统途径在确定多层次生物多样性优先保护方面从费用上是最有效的	3. 生态系统方法不能包括所有的稀有或潜在濒危的种类, 这种方法确定的优先会将一些局限性的种类排除在外, 尤其是在热带地区, 许多物种的分布范围很小
	4. 如果对于物种的分布和保护状态知之甚少, 并且时间和费用也有限的话, 那么该方法是更现实的	

3.2 基于物种分析的方法

基于物种分析的方法主要是要保护濒危物种和稀有种以及保护具有较高物种丰富度或较多特有种的生境或生态系统。它强调分析物种的种群大小和地理分布。目前采用物种分析的方法确定优先保护应用最多（表 2）。

物种是较易确定的分类单元, 统计时也比较方便, 但由于对物种的定义（如形态种、生物学种、系统进化种等; 大种、小种的倾向性）有所不同, 影响了数据的精度和可比性。因此, 也常采用更准确的较高分类单元（如属、科等）（Van Jaarsveld 等, 1998）。

基于物种分析的方法具体步骤比较简单, 1998 年 Pimm 和 Lawton 以物种丰富度和受威胁程度为例, 对基于物种分析的优先保护地区确定的步骤进行了简要说明。

3.3 基于生态系统分析的方法

生态系统是最复杂的生物系统, 不仅包括物种、基因以及非生物环境, 同时也包括重要的生态过程, 其优点是显然的。基于生态系统分析方法的目的是保护重要的生境及生态过程, 但生态系统尚无一个国际公认的分类体系影响了方法的应用（表 1）。

从三种分析方法来看, 尤其是从保护效率来看, 生态系统分析的方法在确定大尺度生物多样性保护方面具有十分突出的优势。需要指出的是, 由于生态系统中几个方面的标准（如丰富度、稀有性、代表性等）所需数据的获取常存在很多困难。因此, 一些研究者试图寻找能够反映生态系统这些特征的指标用来指示生物多样性保护需要, 特别是用来衡量生物多样性保护和管理措施是否得当, 具体的指标类型可以参见 Lindenmayer 等（2000）。

4 生物多样性优先保护地研究进展

对生物多样性优先保护地的确定受到广泛的重视, 陆续推出了各种优先保护区, 但大多是在全球、区域、国家或局域层次, 涉及范围比较广, 表 2 是在 Johnson（1995）的基础上总结了一些典型研究在确定优先保护地区时所采用的生物学标准以及分析方法。

选取的生物多样性重要性衡量标准方面, 采用最多的是丰富度和受威胁程度, 几乎所有的优先保护确定中都或多或少考虑了这两个标准。丰富度基本上都是采用物种及物种以上分类单元的丰富度（表 2）, 尤其是在全球范围内保护重点的确定。在范围较小的国家或区域内优先保护重点区域确定方面, 则较多地考虑了独特性, 特别是特有现象即特有种、特有生态系统（或生境）和特有基因; 考虑较少的是生态作用（功能）, 这个标准一般用于

生态系统分析方法，对于遗传分析和物种分析来说，很少考虑。

表 2 部分优先性确定的研究统计表（据 Johnson （1995）修改）

	确定保护价值的标准						分析方法		
	丰富度	独特性	稀有性	代表性	受胁性	功能	基于遗传	基于物种	基于生态系统
全球优先									
生物多样性热点地区	✓				✓			✓	
生物多样性高度丰富国家	✓							✓	
主要野生区				✓	✓				✓
植物多样性中心	✓							✓	
特有鸟类地区	✓		✓		✓			✓	
大型海洋生态系统	✓			✓	✓	✓			✓
WWF 生态区	✓	✓		✓					✓
区域优先									
IUCN 保护地区	✓			✓	✓				✓
CPTI 印度—太平洋和拉丁美洲地区				✓	✓				✓
南美优先保护确定	✓		✓		✓			✓	
IUCN 物种生存行动计划		✓	✓	✓	✓		✓	✓	
生物多样性支持计划优先性确定框架	✓			✓	✓				
国家和局域优先									
自然遗产项目	✓	✓	✓	✓	✓	✓		✓	✓
巴布新几内亚	✓			✓	✓			✓	✓
保护需要评价/美国 Gap 分析	✓			✓					✓
澳洲保护区选择的迭代方法		✓		✓					✓
用于保护和发展的有用植物的选择		✓	✓			✓		✓	
森林树木遗传多样性优先保护	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓		
生态敏感区	✓		✓		✓	✓		✓	✓
秘鲁生物多样性优先保护区	✓	✓	✓			✓		✓	✓
中国生物多样性国情报告关键区域	✓	✓						✓	

从全球范围来看，由于涉及的范围广，数据信息获取的限制性，采用的指标常常比较少且都是相对容易获取的，如生物多样性高度丰富国家的评估仅采用丰富度 1 个指标，Myers 也只采用了物种丰富度和受威胁程度 2 个标准确定全球生物多样性热点地区，这样确定的优先保护大多位于物种数量较集中的热带地区，北方温带或寒带地区的生物多样性容易被忽视。随着数据的不断积累以及各地生物多样性变化情况，优先保护地区确定的结果也有一些调整。Myers（1988）最初提出热点地区时，注意力放在热带雨林，确定了 10

个热点地区；随后，他又补充了 8 个陆地热点，4 个位于热带，4 个位于地中海气候类型地区（Myers, 1990）。2000 年又进行了修订，提出了 25 个热点地区，这些地区总面积只占陆地总面积的 1.4%，但包含了全球 44% 的植物种类和 35% 脊椎动物种类（鱼类除外），这些地区 88% 的原生植被已丧失（Myers, 2000）。区域和国家优先方面，考虑的评价标准相对较多，但因缺少数据，也有采用 2 个评价标准的。

在具体物种的优先保护地点确定方面，最初仅仅考虑了目标物种在各生境的分布情况，这种方法比较简单，对于少数十分稀少的物种采用这种方法比较有效，可以针对其现有生境和潜在生境进行保护，如大熊猫、虎等。但对于多数珍稀濒危物种和具有重要经济意义的野生亲缘种来说，不可能保护所有的生境，这时就需要进行各生境优先保护顺序的确定。一般考虑两个方面即基因的丰富度和独特性。具有较高基因丰富度的生境需要优先保护，如 Smith 等（1997）指出生态交错区在产生和维持生物多样性中起重要作用，由于选择—基因流作用，这里维持着较高的遗传多样性，因此应该作为物种范围内遗传多样性的热点地区，保证给予优先保护（Smith 等，1997）。值得指出的是并非遗传多样性高的种群都值得优先保护，而应因情况而定。导致种群含有的遗传多样性可能有 3 种情况：一是遗传变异的产生中心，即由于突变、重组导致新等位基因产生；二是遗传变异的累积中心，由于不同来源的遗传变异迁移积累的中心；三是遗传变异的交汇中心，位于不同类型种群的交汇处，生态交错带较高的遗传变异即是交汇中心。第一类中心最具保护价值，而累积中心相对来说保护价值不是很大，因为一旦其遗传变异来源被切断，含有的遗传变异将逐渐减少。

Petit 等人（1997）则根据各种群的基因丰富度和独特性，建立了一个综合指标——遗传贡献，将各种群对整个物种的遗传贡献情况，确定优先保护的种群，其结果表明具有较高遗传多样性的种群和具独特基因的种群对物种的遗传贡献最高，这样只需保护少数种群，就可以有效地保护该物种的遗传多样性。

5 我国生物多样性优先保护地点确定的研究方向

5.1 国家生物多样性优先保护地区确定研究

中国是生物多样性高度丰富的国家之一，在全球生物多样性保护中具有特殊的地位。Myers 提出的 25 个全球性生物多样性热点地区中有 1 个在我国境内，位于我国中南—西南地区，这对我国有重点地进一步确认提供了基础，在这个区域内如何进一步确定优先保护以及该区域外的优先保护地点的确定尚待进一步研究。由于上一层次所用的方法和标准并不完全适合于下一层次，因此，需要进一步研究我国生物多样性分布特点，采用符合我国国情的生物多样性优先保护确定的方法，确定我国生物多样性优先保护地区，这与马克平先生（2001）呼吁的是一致的。

1998 年我国在《中国生物多样性国情研究报告》中提出了与热点地区含义相近的关键区域的概念，并基于物种分析方法，采用物种丰富度和特有种的数量确定了 17 个有全球意义的关键区域，但是每个区域都有广阔的面积（5 000~150 000 km²），在这些区域内如何确定保护的优先性仍是需要开展进一步研究。

自然保护区的建立实际上也是一种确定优先保护地点，不同的自然保护区衡量的标准有所差异，有些是针对特别的物种而设的，如卧龙大熊猫自然保护区、陕西洋县朱鹮自然

保护区等；有些保护的是代表性的生态系统，如海南东寨港红树林自然保护区。这些保护区的设置考虑较多是物种的丰富程度以及含有珍稀濒危物种数量的多少，虽然根据重要性不同保护区划分为国家级、省级和县级，但大多依据的是定性分析，即使是相同级别的保护区，其重要性也是存在差异的，因此，需要进一步对不同地点、不同保护区进行保护重要性评估，并相应地在资金投入上也有所差异，从而更有效地对保护区进行管理，提高生物多样性保护的有效性。

50 多年来，我国在植被、生物区系或生物地理、生态因子、社会因素及相关方面的资料和技术有了较多的积累和储备（马克平，2001），因此，可以采用物种丰富度程度、特有种的数量、受威胁程度、代表性等指标，借助 3S 技术、生物多样性保护的地理方法（GAP 分析），确定我国生物多样性优先保护地区。

5.2 重要物种优先保护生境确定研究

重要物种（珍稀濒危物种、重要作物和家养动物的野生亲缘种等）优先保护生境确定的研究方面，我国最初只是根据这些种类的分布加以确定，对于少数种类采用这种方法比较有效，当需要保护的种类很多时，保护这些种类所有的生境会大大加剧自然保护与经济矛盾的矛盾，反而很难达到保护的目标，因此需要对这些种类的不同生境（种群）进行评价，确定保证最小存活种群的生境，对不同种群的重要性排序，或确定该物种最佳的保护网络，及时有重点地采取相应的保护措施，从而达到保护目标。我们在国家自然科学基金项目资助下，正在建立一个模型，根据物种不同种群的遗传多样性程度和差异，确定各种群对物种遗传组成的贡献率，从而对各种群的重要性进行排序，选择重要性最高的种群或种群组合作为优先保护。

以七子花（*Heptacodium miconioides*）为例，七子花是忍冬科七子花属的单型种，在系统分类和研究物种进化上有重要意义，被列为二级重点保护植物。七子花多数种群不在自然保护区内，虽然一些保护区（如浙江西天目山国家级自然保护区）内有七子花的分布，但数量少，分布窄，数量低于最小存活种群大小，自然更新困难。而在保护区外，却有较大种群的分布（如浙江天台华顶山等地），但尚没有有效的保护措施，使得七子花的保护面临威胁，七子花模式标本产地湖北兴山县已经找不到七子花，估计自然种群已绝灭。因此对于七子花这类物种，通过对其种群遗传结构进行分析，根据基因丰富度、独特性、稀有性等对各种群的重要性进行排序，确定优先重点保护地区，这样可以以最小的代价，获得最佳的保护效果。

野生稻是栽培稻的野生亲缘种，具有重要的应用价值，这个物种虽然也是重点保护植物，但由于对野生稻种群没有评价和有效的保护措施，在经济发展的压力下，野生稻种群受到严重的破坏，分布和种群数量急剧下降。如在 20 世纪 50 年代，台湾省桃园县尚有多处生长着大量的普通野生稻，现在整个台湾省野生稻已不复存在。20 世纪 70 年代我国 3 种野生稻栖息地（点）有 743 个，现在已丧失 30% 以上（汤圣祥等，1999），残存的栖息地面积也大大减少。因此急需对这些分布点进行评价，确定重要的分布点作为优先重点保护，尽可能保存该物种的遗传资源。

参考文献

- 陈小勇. 1995. 青冈生态遗传学研究. 华东师范大学博士学位论文
- 葛颂, 洪德元. 1994. 遗传多样性及其检测方法. 见: 钱迎倩, 马克平主编. 生物多样性研究的原理与方法. 北京: 中国科学技术出版社
- 马克平. 2001. 中国生物多样性热点地区评估与优先保护重点的确定应该重视. 植物生态学报, 25 (1): 124~125
- 汤圣祥等. 1999. 中国稻区的生物多样性. 生物多样性, 7 (1): 73~78
- 《中国生物多样性国情研究报告》编写组. 1998. 中国生物多样性国情研究报告. 北京: 中国环境科学出版社
- Faith, D. P. 1996. Conservation priorities and phylogenetic pattern. *Conservation Biology*, 10: 1286~1289
- Johnson, N. C. 1995. Biodiversity in the balance: approaches to setting geographic conservation priorities. Biodiversity Support Program, Washington, D. C.
- Kark, S., P. U. Alkon, U. N. Safriel and E. Rand. 1999. Conservation priorities for chukar partridge in Israel based on genetic diversity across an ecological gradient. *Conservation Biology*, 13 (3): 542~552
- Lindenmayer, D. B., C. R. Margules and D. B. Botkin. 2000. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation Biology*, 14 (4): 941~950
- Meffe, G. K. and C. R. Carroll. 1994. Principles of conservation biology. Sunderland: Sinauer
- Myers, N. 1988. Threatened biotas: "hotspot" in tropical forests. *Environmentalist*, 8: 187~208
- Myers, N. 1990. The biodiversity challenge: expended hotspot analysis. *Environmentalist*, 10: 243~256
- Myers, N. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853~858
- Petit, R. J., A. E. Mousadik and O. Pons. 1997. Identifying populations for conservation on the basis of genetic markers. *Conservation Biology*, 12 (4): 844~855
- Pimm, S. L., J. H. Lawton. 1998. Planning for biodiversity. *Science*, 279: 2068~2069
- Reid, W. V. 1998. Biodiversity hotspots. *Trends in Ecology and Evolution*, 13: 275~280
- Rodriguez, L. O. and K. R. Young. 2000. Biological diversity of Peru: determining priority areas for conservation. *AMBIO (中文版)*, 29: 329~337
- Smith, T. B., R. K. Wayne, D. J. Girman and M. W. Bruford 1997. A role for ecotones in generating rainforest biodiversity. *Science*: 276: 1855~1857
- Soltis, P. S., M. A. Gitzendanner 1999. Molecular systematics and the conservation of rare species. *Conservation Biology*, 13: 471~483
- Soule, M. E. and B. A. Wilcox 1980. Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective. Sunderland: Sinauer
- Van Jaarsveld, A. S., S. Freitag, S. L. Chown, C. Muller, S. Koch, H. Hull, C. Bellamy, M. Kruger, S. Endrody-Younga, M. W. Mansell and C. H. Scholtz. 1998. Biodiversity assessment and conservation strategies. *Science*, 279: 2106~2108

Identification of geographic priority for biodiversity conservation

Chen Xiaoyong Li Yuanyuan, Lu Huping

(Department of Environmental Science, East China Normal University, Shanghai 200062)

Abstract Biodiversity loss was received increasing global concerns. However, biodiversity should not be received equal conservation effort, and geographic priority for conservation should be identified due to the limits of money and time, and the distribution unevenness and threat extent of biodiversity. In this paper, we review the criteria and methods of identification of geographic priority based on Johnson's classifications and analyze the applications of the methods and criteria. At last we prospect the studies on identifying geographic priority in China, focusing on the ecosystems, endangered species and important wild relatives of cultivated species.

Key words Priority, Biodiversity conservation, Methods and criteria

自然保护区的社区管理：问题与对策^{*}

苗 鸿 欧阳志云 王效科 宋 敏

(中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085)

摘要 在自然保护区的社区管理中, 自然保护与社区发展之间的矛盾始终困扰着保护区的管理者和社区居民。建立自然保护区的目的是为了保护生物多样性和自然遗产, 满足当代和后代人公平地利用生物资源的需求, 以保证经济的可持续发展和社会的繁荣进步。而社区群众的生存与发展更是人类社会进步的基本需求。在处理经济发展与自然保护这对矛盾时, 绝不可掉以轻心, 把两者对立起来, 认为发展经济就必然要破坏自然资源和自然环境, 或者要保护自然资源和自然环境, 就不能搞开发利用, 一切原封不动, 这些都是不正确的。事实上, 保护了自然资源和自然环境, 才能保证经济的持续稳定发展; 经济发展了, 也为自然资源和环境保护提供技术经济条件。因此, 正确处理好自然保护区同当地经济的协调发展以及自然保护区和当地社区群众的关系, 对每一个保护区管理者都是严峻的挑战。

本研究是中国自然保护区管理政策研究的一部分, 通过对 85 个自然保护区的问卷调查和 12 个国家级自然保护区的案例分, 力图阐明当前国内自然保护区在社区管理中所面临的主要问题, 探讨自然保护区与社区发生冲突的原因, 进一步提出缓解矛盾、协调发展与保护关系的对策, 以及对相应管理体制和机制的构想。

关键词 自然保护区 社区管理

1 我国自然保护区面临的社区背景

1.1 社区人口压力大

人类活动对自然生态环境的干扰是造成保护与发展矛盾冲突的最根本原因(中国科学院可持续发展研究组, 1999)。人口的增加使得对自然资源的需求不断扩大, 人类在拓展自身生存空间的同时, 生态环境所受到的压力也与日俱增。

尽管自然保护区一般都位于人类活动相对较少地区, 但人口对于自然保护区的压力还是十分显著的。所调查的 85 个自然保护区, 区内定居人口 1 227 935 人, 平均每个保护区 1.44 万人, 人口较多的保护区例如湖北省东洞庭湖国家级自然保护区和甘肃祁连山国家级自然保护区, 区内定居人口达到 20 万人。85 个自然保护区周边社区人口 5 019 063 人, 平均每个保护区 5.9 万人, 其中农业人口 3 589 328 人, 占 71.5%; 周边社区人口较多的有江苏省盐城国家级珍禽自然保护区和广西南宁大明山水源林保护区, 受保护区影响的人口分别为 200 万和 60 万人。自然保护区内平均人口密度 5.75 人/km², 已超过加拿大和澳大利亚的平均人口密度 1.8h/km² 和 2.4 人/km²。

^{*} 国家自然科学基金(70171044、79930800)资助项目, 中国科学院知识创新项目(RCEES-9903)

与发达国家自然保护区内基本没有居民的状况相比，我国保护区的社区具有人口数量多、人口密度大的特点。巨大的人口压力是我国自然保护区社区管理无法回避的现实。如此巨大的人口压力势必构成对自然生态环境的胁迫，导致社区与保护区之间关系紧张；同时，管理政策的滞后又进一步加剧了社区与保护区之间的冲突。因此，对保护区的管理能力要求就更高了。

1.2 社区经济落后

我国的自然保护区大多处在经济发展相对落后的地区，社区人口 71.5%为农民，生活水平基本维持温饱，还有相当一部分人生活在贫困线以下，甚至那些所谓已达到小康水平的，也不过是年人均收入超过 3 000 元，远远低于城镇居民人均收入水平。据经济学家预测，21 世纪中国面临的最严重问题是农民问题，而自然保护区与社区之间发生的种种冲突预示了这一点。

据统计，我国 426 个国家级贫困县，有 3 / 4 与自然保护区毗邻，而 1 126 个自然保护区的一半左右位于贫困县之中（徐嵩龄，2000），这说明自然保护区与贫困的社区之间结下不解之缘。对部分重点保护区的案例调查结果显示（表 1）社区居民人均收入基本在 3 000 元左右，个别收入较低的地区年收入不足 1 000 元。需要说明的是，案例调查所选择的自然保护区都已被联合国教科文组织纳入 MAB 计划，是社区管理相对较好的保护区，并且包括像九寨沟和鼎湖山这样的著名风景旅游区，而绝大多数保护区的社区状况要远远低于统计水平。

表 1 自然保护区的社区人均收入对比（元/人·年）

保护区名称	人均收入
长白山国家级自然保护区	1400
盐城生物圈保护区	4870
天目山生物圈保护区	3291
武夷山自然保护区	2600（1866）*
九寨沟国家级自然保护区	10000（3000）
卧龙自然保护区	1500
梵净山国家级自然保护区	591
鼎湖山自然保护区	6000
平 均	3361

注：（）内为区外居民人均收入

2 自然保护区与社区之间的矛盾和冲突

与发达国家相比，我国自然保护区的建设面临着巨大的人口压力、相对落后的经济状况和对资源的强烈需求。为了最大限度地保护生物资源和自然遗产，增强国家可持续发展能力，我国近年来一直采取抢救式保护的措施（薛达元，1994）。一方面，抢救式保护使大量珍稀濒危动、植物和生态系统在经济快速发展的冲击下得到了有效保护；另一方面，由于忽视了社区利益和经济发展的需求，也导致了保护区与社区之间的种种矛盾和冲突。这些矛盾和冲突主要表现在，社区与保护区之间相互争夺土地、资源的使用权力，社区强烈

要求在资源利用中平等的经营权力和公平的利益分配原则。需要指出的是,社区居民对改善生活、满足自身利益的要求是无可指责的(陈桢德,1994),他们世代居住在这块土地上,依赖各种资源生存,不应该强迫他们放弃自己的权力,为全人类做出牺牲。但保护区的建立也是必然的,为了实现自然保护的目标,必定要对社区采取种种限制。保护和发展的分歧是造成社区与保护区发生矛盾的根本原因,同时,不适当的管理政策更使问题复杂化,加剧了二者之间的对立和冲突。

2.1 社区与保护区相互争夺土地权

我国国土面积辽阔,但可供利用的土地面积相对较少,而人均土地面积就更少。在自然保护区面临的社区问题中,土地纠纷最为突出。新中国成立后,我国的社会主义体制决定了土地权公有,由此产生了与所有权分离的土地使用权,土地使用权的拥有者可以是个人,也可以是集体、企业和事业单位以及代表国家的各部门。在计划经济时代,土地权属的变更多数是无偿的,即使有象征性的赔偿,往往也不是针对土地拥有者的。实行市场经济后,土地权明显带上了商品的特征,有可变的价值,可以转让。因此在土地权属变更时,任何不遵守市场经济规律,不服从市场公平交易原则的行为都将带来无穷的后患。

社区与保护区的土地纠纷首先表现为土地权属不清。我国40多年的自然保护区建设过程中,保护区的成立在很大程度上依赖各级行政命令执行,缺乏足够的法律程序和依据(金鉴明,1991)。在成立自然保护区时,许多土地使用权拥有者全部或部分放弃了自己的权力,将该权力移交给国家或地方政府,由自然保护区管理机构代表国家或地方政府行使管理权。统计所调查的85个保护区,没有土地使用权的为21个,占总数的25%。

造成四分之一的自然保护区没有土地使用权的原因是自1979年,农村开始实行土地承包责任制,国家曾宣布对农民个人获得的土地使用权20年或30年不变,相应也依法在土地权证上规定了使用年限。但1979年以后,正是保护区建设的快速发展阶段,因此这时成立的自然保护区在土地权属问题上相当模糊。90年代以后,土地权属问题受到重视,新成立的保护区基本解决了土地权属问题。问卷调查结果显示,1978年以前建立的自然保护区共13个,只有1个没有土地使用权,占总数的7.7%;而1979~1990年建立的自然保护区共65个,有20个没有土地使用权,占总数的30.8%;1991年以后建立的自然保护区共7个,全部都有土地使用权。

由于土地权属不清,使保护区代表国家行使权力时,把保护区管理机构陷入到纠纷之中。根据问卷调查结果的统计,44个保护区内有集体所有土地,超过调查总数的50%,16个自然保护区的核心区内还有集体土地,占调查总数的18.8%。例如,广西贺州市滑水冲自然保护区,缓冲区与实验区山林权属于各居民组所有,社区居民在区内进行种植、开矿、砍伐等活动,与保护区管理目标背道而驰,但在目前情况下保护区又无力制止。锡林郭勒国家级草原自然保护区同样因为没有土地使用权证,以至于无法建立足够面积的核心区,保护区实际管理面积仅占保护区总面积的1.7%。

部分土地权属清晰的保护区,由于在保护区土地确权过程中存在着程序或原则问题,也造成了社区与保护区之间的土地纠纷。要使保护区获得对土地的管理权力,在保护区划界时,对于那些土地权在区内的集体或个人,一种方法是靠简单的行政命令,无偿划拨;另一种方法是靠市场经济的杠杆,通过购买或租赁,使土地权转移。采用前者必然导致冲突不断;采用后一种方法国家又缺乏足够的资金。通行的做法是既采用行政命令,又对土

地的主人给予适当补偿,如将农村户口转为城镇户口,或按劳动力情况安置工作,甚至移民。然而,在保护区土地确权以后,绝大多数保护区都没有明显的围栏或标志,因此当任何一相邻土地使用权拥有者不肯承认现有的边界,或者想收回曾经放弃的权利,就会与自然保护区发生冲突。盐城自然保护区就是一例。

盐城自然保护区内部有一条防洪河道,在建区前原归县水利部门管理。保护区建立后,于1990年获得盐城市颁发的土地权证,将该河道包括在内。1994年县水利部门为了自身的利益,通过县土地管理局获得了该河道周围的土地权证,迫使保护区走上了长达5年之久的诉讼之路,牵扯保护区主要管理人员90%的精力,影响保护区的正常工作。这场土地官司说明了在建立保护区时,土地确权过程中的任何遗留问题,都会给保护区管理机构埋下导火索,后患无穷。除盐城外,其他的保护区也有类似的土地纠纷,如广西猫儿山自然保护区,区内的群众对过去无偿划拨给保护区森林和土地的做法意见很大,认为减少了他们的经济收入,影响社区的生活,因此不断与保护区发生摩擦。由于社会的进步,随着社区居民对自身权力和地位的要求越来越强烈,将会不断加剧社区与保护区争夺土地权的冲突,如不及时加以解决,将严重阻碍自然保护区事业发展。

2.2 社区与保护区相互争夺资源使用权

自然资源包括的范围很广,有土地资源、森林资源、动植物资源、水资源、矿产资源以及开发旅游所必需的景观资源等。我国的资源所有权与土地所有权也是相对分离的,不同的资源所有权有不同的规定。比如林权,与土地所有权类似,分国家所有和集体所有;矿产资源和水资源一律归国家所有;保护区内的全部动植物资源归国家所有;景观资源至今没有明确的法律规定(李文华,1998)。

我国自然保护区采取分区管理,按照生物圈的概念,把保护区分为核心区、缓冲区和实验区。核心区内禁止任何单位和个人进入缓冲区只准进入从事科学研究观测活动;实验区可以进入从事科学试验、教学实习、参观考察、旅游以及驯化、繁殖珍稀、濒危野生动植物等活动(保护区管理条例第十八条)。但在实际操作中,我国大多数保护区内居住着大量的人口,不仅在实验区和缓冲区内,而且在核心区内都有用于农、牧、渔业生产的集体所有土地。在实验区居住的社区居民自我发展的需求和动力,构成了对资源的强大压力。

对于资源利用,1994年颁布的自然保护区条例明确规定禁止在自然保护区内进行砍伐、放牧、狩猎、捕捞、采药、开垦、烧荒、开矿、采石、挖沙等活动(第二十六条)。在保护区初建阶段,盗伐林木的现象时有发生,由于政府加大执法力度、严拿重判,同时社区居民的经济实力和保护意识也逐渐增强。近几年,各保护区发生盗伐事件的数量迅速下降,部分管理较好的保护区几乎没有盗伐问题,但采药或放牧的现象又比较突出。根据统计结果,目前在保护区内违法利用资源的现象比比皆是(表2)。过去3年,85个保护区内发生违法利用资源的事件2117起,最多的保护区发生500起,其他分别为226、200、158、156起。

造成大量违法利用资源事件发生的原因,一方面是由于社区传统的生产生活方式对自然资源的依赖性很强,例如,需要通过放牧、耕作、狩猎和捕捞来维持生活,需要砍伐薪材得到能源,需要采药、挖沙增加收入。建立保护区后,传统的生产生活方式受到限制,而替代方法又没有形成,致使社区居民“知法犯法”,屡禁不止。保护区管理机构在处理这类事件时也陷于两难境地,不处理,有悖国法;处理了,又激起当地群众的怨恨,带来日

后新的冲突。

表 2 违法利用资源现象统计结果

违法使用资源现象	保护区数（个）	占总数的百分比（%）
砍伐	23	27.7
放牧	46	55.4
狩猎	20	24.1
捕捞	17	20.5
采药	46	55.4
开垦	21	25.3
烧荒	10	12.0
采石	17	20.5
挖沙	11	13.3

另一方面，国家对自然保护区管理机构支持力度不够，在经费严重不足的情况下，通过各种创收途径增加经济来源，同样增加了对资源的压力，也加剧了与社区的矛盾。例如在调查中，85 个自然保护区的创收总收入为 5 208.93 万元，资源收获所得收入的总和为 1 039.22 万元，占保护区创收总收入的 20%，仅次于旅游业 3 119.85 万元，居第二位。

社区和保护区对资源的共同依赖构成了对资源使用权的争夺（Tsing, 1999）。应该说，大多数保护区把自身的资源开发活动限制在法律所允许的范围内，例如，清理风倒木、枯木、病腐木以及林木间伐等。但社区对资源的利用往往将法律置于脑后，甚至哄抢资源等。长白山自然保护区的红松阔叶林是极为珍贵的寒温带原始天然林，松籽可作为高档干果出售，经济价值很高。每年的收获季节，数千名社区群众进入保护区打松籽，与管理部门开展游击战，冲突不断，保护区只能穷于应付。由于天然林内松籽减少，因此影响了种群的自然更新过程。同样在广西南宁大明山水源林保护区，也多次发生社区哄抢保护区林木资源，盗挖矿产资源和乱采中药资源，偷盗保护区经济林等事件。

2.3 社区与保护区相互争夺平等经营权

在市场经济条件下，任何个人和团体享有平等经营、自由竞争的权力是一个基本准则。目前我国正处在从计划经济向市场经济过渡时期，多年的计划经济模式不仅在体制上束缚经济的发展，而且在思想深处影响着人们的观念。部分保护区管理机构在行使管理权的同时还享有一定程度的经营特权，利用特殊的权力获得了特殊的利益，相对地社区的利益受到侵害。随着经济建设步伐的加快，许多保护区都走上了开发的道路（韩念勇，1994），特权经营的现象越来越严重，其后果就是造成保护区管理机构的队伍臃肿，内部职工的经济收入与社区的距离拉大，从而加深了社区与保护区之间的矛盾。

表 3 给出了部分自然保护区的个人收入对比。事实上，除个别保护区（如九寨沟）外，我国绝大多数保护区都处在相对低收入水平，与其他地区、其他行业或其他部门的公职人员相比，在自然保护区工作的管理人员不仅收入相对略低，而且远离城市、工作条件艰苦，子女入学、家属就业等后勤保障跟不上，因此导致管理人才流失，队伍不稳定。为了吸引人才，保住队伍，保护区管理机构不得不利用各种手段提高职工的待遇，首先不得不增加

表 3 自然保护区的个人收入对比（元/人·年）

保护区名称	职工个人收入
丰林国家级自然保护区	6000
雾灵山自然保护区	10000
盐城生物圈保护区	12000
天目山生物圈保护区	15000
武夷山自然保护区	10000
九寨沟国家级自然保护区	20000
神农架自然保护区	6000
梵净山国家级自然保护区	12000
鼎湖山自然保护区	12000
平 均	11444

的就是个人收入，而这部分不得不提高的收入，就要靠创收来完成。各种创收途径归根结底都形成对资源的压力，都要用经营的手段获得。这也是绝大多数保护区不愿把经营权与管理权分开的原因。

问卷调查结果显示，38%的自然保护区设置生产经营科，19%的保护区设置旅游科，只有 26%的保护区没有开发项目；而有开发经营活动的保护区，自己管理的占 60%，承包给保护区的某个部门或某些人员的占 25%，只有 15%承包给外面的人员经营。这些参与经营活动的人员与保护区管理机构的关系亲疏不等，为了在竞争中取胜，最直接的手段就是向管理部门施加压力，使其管理政策倾斜，对自己有利。例如，保护区所属企业受到的经营项目、地点限制比社区少；保护区内部职工或家属对某些经营项目的承包有优先权；相同的经营项目，保护区下属企业享有较多的优惠等等。而社区往往在这样的竞争中处于弱势，经营权力的不公平，也是产生社区与保护区矛盾的一个焦点。

构成社区与保护区争夺经营权的根本原因是保护区的管理机构同时拥有管理权和经营权。好比体育比赛中，裁判同时兼任运动员，为了自己的成绩位居前列，必定在制定规则和执行规则中有失公允。保护区管理机构在创收的同时，自己形成了一个利益集团，与社区站在同一起跑线上竞争；实际操作中又可能利用手中的职权增加自己的竞争能力，使社区居民产生不公平的感觉，引起社区居民的不满。这是现行的管理机制造成的后果。

2.4 社区与保护区相互争夺利益分配权

利益分配机制往往决定了一个企业、一个社会甚至一个国家的稳定程度，利益分配的一个原则是要人人平等，公平分享利益。不公平的分配机制最容易引起利益集团之间的对立和冲突。公平的利益分配机制首先依赖于对产生利益的资源的合理配置，也就是对资源产权管理主体的确认和资源实际价值的核算。我国的自然保护区从一诞生起，就先天不足，在保护区界限以内，土地、森林、水体、牧场等资源的管理主体纷繁复杂，各种利益集团都想插手，分一杯羹，尤其对那些直接利益十分明显的保护区，如旅游热点九寨沟、鼎湖山等，地方各级政府、各部门以及社区居民，要在有限的利益之中，优先满足自己的要求，这就势必引起利益集团之间的矛盾和摩擦。

公平的利益分配机制还应该包括利益各方同时享有制定利益分配原则的权力，但目前，

没有任何一条与保护区有关的法律法规提及利益分配问题。在实际操作中，利益分配也有很大的随机性，那些与社区关系协调较好的保护区，如武夷山和九寨沟，能通过股份制等一些途径与社区分享利益；大多数保护区对社区的支持仅限于单向的和自愿的，不论资金支持还是分成或分利，都凭保护区的一厢情愿，社区的声音往往被忽视。

根据调查结果统计（表 4），目前当地社区可以从保护区得到的直接利益较少，主要是一些间接利益，如保护资源长期利用、防止外来不合理开发、改变单一生产结构等，真正意义的分利微乎其微。

由于保护区多位于经济欠发达地区，社区居民思想意识比较传统，随着市场经济浪潮的冲击，公平利益分配原则逐渐被社会接受，社区居民也开始向保护区提出分利要求；另一方面，保护区管理机构也逐渐认识到社区享有公平分配利益的权力，在问卷调查中，8%的保护区愿意与社区分成门票收入，4%的保护区愿意分成对外来项目管理费，11%的保护区愿意分成环境保护费。

表 4 社区从保护区获得利益统计

获得利益方式	保护区数（个）	占总数的百分比（%）
门票收入分成	5	6.0
资源开发收益分利	8	9.6
资金支持	22	26.5
增加旅游收入	27	32.5
扩大土特产销路	30	36.1
享受保护区优惠政策	15	18.1
科技支持	19	22.9

九寨沟自然保护区就走过一条从封闭式保护到重视社区利益，与社区分享利益的曲折之路。九寨沟国家级自然保护区位于藏民生活区附近，受宗教和社会习俗的影响，社区居民的自然保护意识较强。80 年代开始开展旅游活动后，对自然景观构成一定威胁，因此保护区根据国家法规对社区予以限制，导致社区与保护区的冲突逐渐增多。为了缓解矛盾，保护区开始重视社区利益，首先是规范旅游经营活动，减少恶性竞争带来的利益损失；其次是成立股份公司，社区居民参股控股，直接对经营所得公平分配，1998 年每户股东分配纯利 4 万多元。经过几年的发展，九寨沟保护区内的居民人均收入达到 1 万元以上。社会经济的发展改变了社区居民传统的谋生手段，提高了社区居民的保护意识，使得乱砍滥伐、乱捕滥猎、采集药材等活动基本杜绝，区内已从 1998 年开始陆续退耕还林。目前，保护区管理机构正计划建立补偿机制，使那些距旅游点较远或经营能力较差的居民也能通过某种途径分享资源带来的利益。

3 造成自然保护区与社区冲突的原因

在我国，造成自然保护区与社区冲突的原因很多，既有现行管理体制所无法克服的缺陷，也有不完善的运行机制引起的摩擦，更有管理政策层面和立法滞后造成的漏洞，这里，只探讨最基本的、也是笔者认为最关键的几条原因。

3.1 忽视社区利益

我国自然保护区建设之初,就以抢救式保护为出发点。这种动机是好的,但忽视了由于建立保护区而给社区造成的利益损害。我国的自然保护区与其他国家保护区最明显的差异是,保护区内的自然资源所要负担的人口数量太多、经济落后,部分社区居民甚至还达不到温饱水平。千百年来,当地群众依赖传统的生产方式,在极低的生活水平上,对自然资源保持轻微程度的威胁,构成生态系统的平衡,同时保留下一片有价值的土地。然而,一方面,建立保护区后,限制了社区对当地资源的依赖;另一方面,随保护区而来的外部信息也诱发了社区对发展的渴望。这种人类寻求自身发展的动力是巨大的,如果不加以重视和引导,将对所有阻碍其发展的对象构成巨大的破坏力。

忽视社区利益是造成保护区与社区矛盾冲突的根本原因。忽视社区利益在立法阶段就有明显表现:在《自然保护区条例》中,自然保护区的建设共有9条条款,但对社区的地位和保护区建设过程中对社区利益的损害及赔偿只字未提;在自然保护区管理机构的主要职责中,也没有提及与社区协调关系问题。相反,在保护区的管理和法律责任部分却用很大篇幅规定了对社区的种种限制,如第二十六至二十八条,第三十二至三十五条。

忽视社区利益还体现在实际管理操作中。由于保护区管理者基本是国家干部,经济收入较高,社会地位优越,而社区大多是农民,经济落后,受教育程度较低,致使保护区职工从精神上轻视社区居民。有的保护区对社区管理认识不足,不愿与社区平等协商涉及到双方利益的问题,而仅靠上级的行政命令办事,没有征求社区的意见,激化了相互之间的矛盾。有的保护区内部没有定居人口,自成体系,与社区隔绝,导致周边社区不理解保护区的一些行动,有抵触或破坏事件发生。有的保护区为求创收自养,在旅游或资源开发活动中,垄断经营,或利用职权将经营项目承包给亲属或关系较近的人,使社区由心理上的不平衡逐渐转化为行动上的无节制,甚至哄抢保护区的资源和财产。

令人欣喜的是,此次问卷调查结果显示,已经有相当多的保护区认识到,在保护区管理中应当听取当地社区的意见或建议。40%的保护区认为应当让社区参与保护区划界,45%的保护区认为应当让社区参与发展规划的制定,31%的保护区认为应当让社区参与管理计划的执行。总之,切实提高社区的地位,重视社区利益,是缓解社区与保护区矛盾冲突的较好途径。

3.2 社区管理机构不健全

保护区现有的社区管理机制包括设置内部管理机构 and 外部协调组织。内部管理机构包括社区(居民)管理科(办公室),主要职能是社区管理;外部协调组织包括各种形式的联合共管委员会。在所调查的85个保护区中,机构设置中有社区管理科或其他执行社区管理工作的科室如农工科、群工科的仅有5个,占总数的5.88%,与乡村建立联合共管委员会有13个,占15.3%。有23个保护区认为管理机构不健全是社区参与管理的主要障碍。12个重点调查的保护区机构设置如表5。

不同保护区内部社区管理机构之间的管理职能和权限也有所区别,有的保护区担负完全政府职能,由地方政府授予相应的权力,负责保护区内居民的生产、生活、经营、治保、文教、卫生、计划生育等工作,如卧龙、九寨沟;有的保护区担负部分政府职能,主要负责处理保护区与区内居民之间的关系,帮助居民探索合理利用自然资源的途径,扶持他们脱贫致富,如武夷山、神农架。

表 5 自然保护区的社区管理机构设置

保护区名称	区内人口	内部机构	周边人口	外部协调组织
雾灵山自然保护区	无	无	12 130	自然资源联防委员会
长白山国家级自然保护区	无	无	220 000	长白山自然保护区联合保护委员会（局级 1，处级7）
丰林国家级自然保护区	234	无	67 000	
盐城生物圈保护区	无	无	2 000 000	盐城市护鹤领导小组
天目山生物圈保护区	171	无	8 679	天目山自然保护区联合保护委员会、毗连乡护林防火委员会
武夷山自然保护区	2757	社区管理科	16 000	武夷山联合保护委员会
神农架自然保护区	8370	农村工作科	79 064	
鼎湖山自然保护区	无	无		鼎湖山管理协调领导小组
九寨沟国家级自然保护区	1003	居民管理办	2 500	九寨沟联合管理委员会（州级） 野生动物保护协会
卧龙自然保护区	4333	农村工作科		
梵净山国家级自然保护区	13417	无	2 690	社区共管委员会

联合共管委员会为当地政府和群众共同参与保护区及周边地区生物多样性保护和生产经营工作的工作协调机构。它的宗旨是广泛联系和团结保护区及周边地区的社区和群众，共同遵守国家有关自然环境和自然资源保护的方针、政策和法令，促进当地物质文明建设和精神文明建设的发展。它的工作职责是共同商议确定保护区和周边地区联合保护区域；协调保护区与周边地区自然保护工作和经济工作的有关事项，协调保护区和周边地区的民事和经济纠纷（陈艇舫，李荣禄，1998）。

目前已建立的联合共管委员会还不够完善，首先是职责不明确，大多数联合共管委员会的职责都是护林防火，而不是把协调社区与保护区的关系放在首位；其次是民主程度不够，委员会成员把各自的行政级别带入，地位不平等，例如，委员会一方代表是管理局局长，县处级，另一方是村长，结果是局长给村长下命令，若另一方换成同级的县长，又不了解社区的具体情况，因此无法协商；再有就是制度不健全，多数委员会每年定期磋商 1～2 次，只有 2 个委员会为每年 4 次，而不定期磋商却高达 10 次以上，最多 30 次。

调查发现，那些内部设置社区管理科室或建立联合共管委员会的保护区，与社区有较好的交流与沟通，能缓解相互之间的矛盾。而发生冲突较多，相互关系比较紧张的保护区，往往既缺乏内部管理机构，又缺乏外部协调组织。

3.3 保护区需要自养，经营与管理没有分开

保护区管理机构经费不足，需要依赖开发区内资源创收，也是造成保护区与社区矛盾紧张的原因之一。为了解决养队伍的问题，保护区利用对资源的管理权，扩大多种经营途径，排斥社区利益，把自己放在社区利益集团的对立面，因而就失去了裁判的公正性，也无法保持中立、平等、有效的管理。

许多保护区的机制是事业单位，企业化运行。顾名思义，企业的目的就是最大限度地获得利润，经营变成了保护区管理机构的主要目标和宗旨。因此，社区居民对保护区资源的利用受到限制或禁止，而保护区自身却在利用本应受到保护的资源营利和创收；部分保护区也允许社区居民开展类似的经营如旅游等，但对自己的下属企业给予种种优惠政策，使得社区在竞争中处于劣势，引起社区的不满。

保护区既作为经营者又作为管理者的双重身份，使得保护与发展的关系无法协调，至少在那些意义重大，需要严格保护的地区，弊大于利，应该通过立法或体制改革将两者分开。

3.4 法律规定不明确，无章可循

法制建设是自然保护区科学管理的重要方面。我国自然保护区立法始于 1956 年全国人大一届三次会议，根据人大代表的提案，国务院在广东鼎湖山、云南西双版纳、福建万木林建立我国第一批自然保护区。1962 年国务院发布的《关于积极保护和合理利用野生动物的指示》是我国第一个与“保护区”有关的行政法规，1994 年正式颁布了《自然保护区条例》。目前，由包括《森林法》《水土保持法》《野生动物保护法》《海洋环境保护法》和《自然保护区条例》《陆生野生动物保护实施条例》、《植物检疫条例》，再加上国务院办公厅、国家环境保护总局、国家林业局、国家海洋局、国土资源部、农业部等部委发出的有关自然保护的若干通知，以及各省、市、自治区各级地方政府做出的具体行政规章，构成了自然保护区管理和建设的法律保障。在多年的实践中发现，我国自然保护法规体系存在不足，主要表现在：

(1) 自然保护条例缺乏应有的法律地位，缺乏可操作性。例如，保护区与社区的关系，仅提出“应当妥善处理与当地经济建设和居民生产、生活的关系”（第五条），过于笼统，在实际工作中往往无法运用。

(2) 现行的法律法规在立法时缺乏统一的协调和考虑，政出多门，互相交叉，法律法规之间有抵触。例如，《自然保护区条例》规定：“在自然保护区的核心区和缓冲区内不得建设任何生产设施。在实验区内，不得建设污染环境、破坏资源或者景观的生产设施；建设其他项目，其污染物排放不得超过国家和地方规定的污染物排放标准。”意味着只有在实验区内可以建设生产设施，而且要通过环保部门的批准；而《森林和野生动物类型自然保护区管理办法》规定：“未经林业部或省、自治区、直辖市林业主管部门批准，任何单位和个人不得进入自然保护区建立机构和修筑设施。”将建立机构和修筑设施的批准权限划归林业部门，而且没有分区对待。

(3) 相当多的保护区缺乏有针对性的规定和制度，即使有规定和制度也没有通过立法程序，使其合法化，仅依靠简单的行政命令，发生纠纷时，无法可依，无章可循。例如，保护区与社区之间的关系、责任和义务，发生冲突时的解决程序，都没有明确的法律条文可供执行。

(4) 最重要的土地确权问题，国家土地局、国家环保局 1995 年联合发布的《自然保护区土地管理办法》中明文规定，“依法确定的土地所有权和使用权，不因自然保护区的划定而改变。”国土资源部又在 1998 年发出了一个文件《国土资源部关于认真做好国家级自然保护区划界立标和土地确权等工作的通知》，仅仅强调应重视保护区土地权属问题，尽快登记发证，对发生土地纠纷的保护区“要优先调处，及时解决”，仍然延续原有规定，没有

明确土地权归属问题，使保护区内土地产权众多，用途复杂，埋下冲突的隐患。

所调查的 85 个保护区中，认为社区参与保护区管理的主要障碍是无法律保障的占 14.5%，无政策依据的占 22.9%，土地权属不清的占 15.7%。

4 解决冲突的对策与建议

4.1 重视社区管理问题

认识社区管理问题的重要性，在立法环节把社区管理工作内容纳入保护区管理机构的管理目标和职责，是解决社区与保护区冲突的前提。生物圈保护区所倡导的概念就是把生物多样性保护与社区经济发展相结合，把人作为生物圈保护区中的组成成分来考虑，重视发挥缓冲区和实验区的功能，建立广泛的伙伴式的合作关系，实行开放性、参与性和适应性的管理模式，使自然保护区走可持续发展之路。

4.2 尊重社区权利，与社区分享利益

对保护区内的集体所有土地和山林、水体、牧场等，应尊重其所有者受益的原则，与社区分享利益，帮助社区经济发展。可以通过购买、租赁土地使用权和资源管理权的方式，也可以按不同所有者的份额，共享资源获得的收益，如门票、资源补偿费、土地设施出租费等，还可以通过其他补偿方式，如以粮食换林权。总之，要把利益共享的思路从国家宏观管理层面一直贯彻到每个自然保护区的每个员工，尊重社区的权利，认真听取社区的意见和建议，才能更好地实现保护区的管理目标。

4.3 建立社区管理专设机构，建立和完善联合共管委员会

在所有保护区，或至少在国家级保护区管理机构中建立专职社区管理分支机构，如社区管理科，是解决社区与保护区冲突的必要手段。社区管理科的工作职能就是帮助社区经济发展，解决社区居民提出的具体要求，协调保护与发展的关系。

在保护区与社区之间建立多种形式的联合共管委员会，联合共管委员会的形式可以多种多样，成员可多可少，关键是每个委员会的目标明确，工作职责清楚，运行机制有效。有的委员会任务是共同商议确定保护区划界、分区和发展规划等，成员可以由地方政府和保护区管理层组成，适当吸收社区中的研究机构和知识水平较高者参加；有的委员会任务是协调保护区和社区的民事或经济纠纷，成员可以由社区管理科和村长或村民委员会组成，另外吸收族长、宗教领袖、德高望重者参加；有的委员会任务是加强生态环境教育，提高公众的保护意识，成员可以由科研科、宣教科和村民委员会、群众组织，以及社区学校中的教师和部分学生组成；有的委员会任务是护林防火、联合保护，成员可以由防火办、消防队和村民小组长及部分村民组成。总之，可以广开思路，运用多种途径，把社区与保护区紧密地结合在一起，共同实现自然保护的目。

4.4 建立科学的社区管理运行机制，提高管理水平

所谓科学的社区管理机制还有待进一步研究，但至少应包括以下政策。

4.4.1 由政府赋予保护区部分行政管理权力

那些不具备地方政府职能的保护区管理机构，应由政府授与土地、资源管理权，至少有权力对保护区内社区居民的生产活动、土地利用方式、建筑及设施的尺寸、样式、交通工具的数量等制定管理规章，并加以监督，对违法者有处置和执法权。

4.4.2 国家和地方政府给予保护区、社区优惠政策

社区为了实现自然保护的目标,经济发展和生产生活都受到限制,政府除给予相应补偿外,还应给予一定的优惠政策,如税收减免等。

4.4.3 建立国家补偿机制

通过扶贫款或保护基金等形式,建立国家补偿机制。对野生动物践踏农田、猛兽猎食牲畜、候鸟袭击鱼塘等损害社区利益的现象有固定的补偿途径,有专门机构评估损失,有正常的申诉渠道。

4.4.4 让社区有参与决策的权力

社区应对保护区的划界、分区、规划、计划、管理规章的制定有知情权,有机会参与讨论,发表意见,有一定程度的决策权力。即使有反对意见,也保证有人听取和作出解释。

4.4.5 建立社区监督机制

通过人大、地方政府、纪检监察部门对自然保护区的管理机构实行监督,在保护区管理人员的工作考核中也加入社区的考核意见,绩效挂钩,敦促管理人员提高对社区的认识,改进工作作风。

4.5 经营与管理分离,限制保护区的经营权力

由于我国是一个发展中国家,受国家经济实力所限,保护区需要自养创收的政策,在相当一段时间内还会继续存在,但是,应该对保护区的经营项目和经营权力有某些限制。某些收费项目可以继续执行,例如旅游门票,资源补偿费,环境保护费等;某些经营项目要区别对待,例如,游客中心有向公众宣传教育义务的,可以保留,而纯属赢利的企业如旅行社、餐饮服务、旅馆、交通工具甚至工厂、养殖场等应剥离,原属保护区所有的要转让,可以优先、优惠转让给保护区机构调整后分流的职工。保护区管理机构包括职工都不应拥有被保护区管理企业的股份,更不能身兼数职。

当然,保护区经营权和管理权如何分开,还需要详细的科学研究和论证,而且分开的前提是保护区经费充足,国家必须保证支持保护区管理人员的开支,实行公务员制。若保护区职工还在为吃饭发愁,就不可能把经营和管理分开。

4.6 扶持、引导社区经济发展

归根结底,社区的经济水平是对保护的根本压力,要想提高社区居民的保护意识,必须首先提高他们的生活水平。可以采取多种形式,通过多种渠道扶持和引导社区的经济发展。调整产业结构,改变对资源依赖型的传统生产方式;减少种植、养殖、放牧、捕捞等对自然资源破坏较大的产业,代替以生态旅游、影视制作、科研教育等对自然资源压力较小、附加值较高的产业;提倡对农林产品的深加工,在同样资源采收的基础上扩大产品的收益;强化管理,提高劳动效率,使社区能最大限度地提高利润率;引进技术、人才、资金,协助社区提高生产力水平。

参考文献

- 王献溥. 1998. 保护区广交伙伴开展合作管理的意义与途径. 中国生物圈保护区, 5 (1): 13~17
- 中国自然保护纲要编写委员会. 1987. 中国自然保护纲要. 北京: 中国环境科学出版社
- 中国科学院可持续发展研究组. 1999. 中国可持续发展战略报告. 北京: 科学出版社
- 李文华. 1998. 当代生物资源保护的特点及面临的挑战. 自然资源学报, 12: 2~8

- 金鉴明. 1991. 自然保护概论. 北京: 中国环境科学出版社
- 陈祯德. 1994. 把自然保护区与当地居民利益统一起来是自然保护区持续发展的理论基础. 中国生物圈保护区, 1 (2): 32~34
- 陈艇舫, 李荣禄. 1998. 武夷山自然保护中的伙伴关系. 中国生物圈保护区, 5 (1): 10~12
- 徐嵩龄等. 2000. 中国自然保护区的社会调查 (内部资料). 3
- 韩念勇, 郭志芬. 1994. 全国自然保护区现状调查. 中国生物圈保护区. 1 (3): 12~14
- 薛达元, 蒋明康. 1994. 中国自然保护建设与管理. 北京: 中国环境科学出版社
- Jeffrey A. McNeely. 1994. 亚洲的自然保护与发展: 保护区怎样造福于当地社会. 绿满亚洲—第一届东亚地区国家公园与保护区会议暨 CNPPA IUCN 第 41 届会议文集
- A. Lowenhaupt Tsing, J. P. Brosius, C. Zerner. 1999. Assessing Community-based Natural Resources Management. AMBIO. 28 (2): 197~198
- Banuri T. 1996. Collaborative management: A Partnership, an agreement, a process... World Conservation. 2: 3~6
- Brosius, J. P., Tsing, A. L., Zerner, C. 1998. Representing Communities: Histories and Politics of Community-based Natural Resource Management. Soc. Nat. Res. 11: 157~168
- Claudio L. Daniele, Ines Gomez, Marta Zas. 1993. Comparative Analysis of the Biosphere Reserve of Argentina. Nature & Resources. 29 (1~4)
- IUCN. 1997. Beyond Fences, Seeking Social Sustainability in Conservation
- McNeely J. A. 1995. Expanding partnership in conservation. IUCN, Gland, Switzerland
- Munasinghe M. 1994. Linking conservation and sustainable development. World Bank and IUCN

Management of Communities in Natural Reserves: Challenge and Solution

Miao Hong Ouyang Zhiyun Wang Xiaoke Song Min

(Research Center for Eco- Environmental Sciences, CAS, Beijing, 100085)

Abstract According with managing the communities of natural reserves, both of the managers and locals have been disturbed by the conflict between protect and development. The aim that a natural reserves was established is to protect biological diversity and natural heritage, to meet the need of utilizing biological resources sustainably by human being of the time and the future, furthermore, to promote the economic development and social progress. It is the most important that the locals should be living and developing and the communities should be rich and culture among all objects. There is a wrong opinion for long time. It is that natural resources and environment would be destroyed consequentially when economic level was raised, in other words, to reserve resources and environment, the nature should be kept desolate scene and any exploitation should be forbidden absolutely. In fact, sustained and steady economic development cannot depart from abundant resources and clean

environment, moreover, will support reserving nature by the way of offering modern technology and more and more cost. By the base of that, it is a challenge for every manager in natural reserves to balance the point on protecting biological diversity and ensuring local interests, to correspond the relationship between administrations and communities.

This paper is a part of studying management policies in natural reserves in China. It analyzed the questionnaire that originated from 85 natural reserves and case survey from 12 national natural reserves. It argued about the main problems being faced by central and local administrations to manage the communities. After that, it discussed the reasons that the conflict was come into being between natural reserves administrations and communities, gave some advises to abate conflict and solutions to establish cooperation relationship, then supposed some idea for available management systems and mechanics.

Key words Management of communities Natural reserves

遗传多样性

农作物种质资源保护现状及行动建议

方嘉禾

(中国农业科学院作物品种资源研究所, 北京 100081)

摘要 本文简述了我国农作物种质资源保护现状和保护的必要性和紧迫性, 并针对我国目前农作物种质资源保护存在的问题提出了行动建议和对策。文中提出农作物种质资源是国家生存和发展的战略性资源。农作物种质资源保护是生物多样性保护的重要内容, 它关系到中国 21 世纪 16 亿人口的生存安全 and 经济持续稳定发展。然而, 中国目前由于经济的高速发展和生态环境的恶化, 一些重要的农作物种质资源正在迅速减少或处于濒危状态, 若不加以抢救和保护, 必然会给今后农业发展带来无法弥补的损失。为此, 作者提出近 10 年我国农作物种质资源保护原则、目标、任务和对策, 包括: 农作物种质资源的基础调查、编目, 原生境保护, 西部种质资源搜集、抢救, 建立生态区中期库, 现有保存种质的监测和更新, 信息网络的建立等六大任务。并建议建立国家农作物种质资源委员会, 制订农作物种质资源保护管理条例, 建立有效的管理运行机制, 加大农作物种质资源保护和研究的力度。

关键词 作物 种质资源 保护 建议

1 现状

1.1 目的意义

农业栽培植物及其野生近缘种质资源简称为农作物种质资源, 也称农作物基因资源。农作物种质资源是生物资源中与人类生存关系最密切的部分, 是人类食品、衣着的最重要来源, 是人类地球上最宝贵的财富。

我国育成作物新品种 5 000 多个, 主要农作物品种更新换代 3~5 次, 良种复盖率达到 85% 以上, 作物种质资源的作用功不可没。21 世纪生物技术的发展包括分子育种的开展将主要依赖作物基因资源作为物质基础, 因此, 它是 21 世纪我国农业持续发展的最基本保证。

随着人口的增长和经济发展, 生态环境恶化, 耕作制度改变, 一些重要的作物种质资源正在急剧减少甚至灭绝, 物种的消失意味着这些物种所携带的遗传基因也随之消失, 而目前人类还不可能创造和复制这些基因, 这将大大增加自然生态环境的脆弱性和大大降低自然界满足人类需求的能力, 人类就不可避免遭受一个又一个灾难的打击。

因此, 保护作物种质资源是世界各国共同关心的课题, 也是中国政府历来重视的重要任务。

1.2 现有基础

我国作物种质资源种类多、数量大、分布广。现今全国栽培的主要作物种类约 600 种, 其中粮食作物 30 多种, 经济作物约 90 种, 果树约 150 种, 蔬菜 120 多种, 牧草约 50 种,

绿肥约 20 种。中国是世界三个独立的农业起源系统之一,上述 600 种栽培作物中起源于中国或在中国种植一千年以上的就有 289 种。中国的作物不仅种类多,而且野生及野生近缘种也很丰富,是农业育种的重要基因来源。

中国政府一直重视农作物种质资源的收集、保存和评价利用研究工作。50 年代中和 70 年代末分别组织了两次全国性的作物种质资源征集工作,征集各类作物种质资源 20 余万份。1978 年以来,组织了各种类型的作物种质资源考察 30 余项,包括云南、西藏、神农架、三峡、海南岛、大巴山、黔南桂西、“京九”开发山区等重点地区作物资源综合考察;全国性的野生大豆、野生稻、野生猕猴桃、山楂、李、杏资源考察;以及重点地区的小麦、芝麻、饲用植物、棉、茶、桑、油菜、烟草、牧草等种质资源考察。通过考察收集各类作物种质资源 6.3 万份。近 20 多年来,我国通过国外引种已从 100 多个国家和地区引进具有保存价值的种质资源达 7.0 万余份。通过征集、考察和国外引种,使我国拥有的作物种质资源总数达到 37 万份,仅次于美国(55.5 万份),位居世界第二。

目前,国家作物种质资源的保存已初步形成体系,国家已建有 1 座现代化国家作物种质库(北京)和 1 座作物种质备份库(西宁),并建立了 32 个国家级作物种质资源圃(含 2 个试管苗库),通过近 3 个五年计划的科技攻关,已将分散全国的主要作物种质资源通过繁殖更新、主要农艺性状鉴定和编目,入国家库或国家圃作为国家财富集中长期保存。凡能种子繁殖保持种性的作物均将种子入国家种质库保存;凡以茎、块根和植株繁殖保持种性的作物均入国家种质圃或试管苗库保存。目前国家种质库已保存 195 种作物共 33.3 万份种质资源,分属 35 个科 192 属 712 个种(含亚种);国家种质圃已保存 50 多种(类)作物 3.8 万份种质资源,约分属 1 050 个种(含亚种)。以上保存的 37 万余份种质资源中含野生种质资源约 2 万余份。

为了作物种质的研究和利用,中国农科院有关作物专业所建立有水稻、粮作、油料、棉花、麻类、蔬菜、牧草、烟草、甜菜、西瓜和甜瓜等 10 个中期库,各省(自治区、直辖市)建有地方中期库 16 个,保存地方作物种质资源约 30 多万份。各中期库所保存的种质资源大部分已入国家库长期保存,少数为新收集待整理鉴定和正在研究和使用的育种材料。

通过“七五”、“八五”和“九五”国家科技攻关,对国家保存的 37 万余份作物种质已进行了初步的性状鉴定评价,其中对 57%的种质进行了抗病虫鉴定,39%的种质进行了抗逆性鉴定,53%的种质进行了主要品质鉴定,100%的种质进行了主要农艺性状观察记载。通过鉴定评价获得单项或多项性状优良的种质 35 000 余份,其中 4 000 余份已提供育种和生产利用,并取得了显著的效益。此外,还建成了具有 180 种作物 38 万份种质资源共 2 400 万个数据项,2 000 兆字节的国家作物种质资源信息系统。

1.3 存在问题

我国作物种质资源保护工作近 20 年来已取得举世瞩目的成就,但和世界先进国家相比,与目前社会、经济发展的要求还有很大差距,存在的主要问题有:

1.3.1 随着人口增加和经济的高速发展,生态环境恶化,加上管理落后,资源保护意识差,一些重要的农作物种质资源,尤其是一些珍稀资源和野生资源正在迅速减少或处于濒危状态,若不加以抢救和保护,必然会给今后农业发展带来无法弥补的损失。

1.3.2 已建成的 2 座国家作物种质长期库和已有的 10 个作物种质中期库,以及 32 个国家

级种质资源圃(含2个试管苗库)的正常运转费用尚无稳定的经费来源渠道,国家所保存的37万份作物种质资源的安全尚无保障。

1.3.3 作物种质资源的原生境保存尚未提到日程,一些重要的野生资源和珍稀资源正面临消失。

1.3.4 国内尚有15%的作物种质资源等待收集,特别是新开发建设的西部地区的作物种质资源急待收集和抢救。

1.3.5 种质资源保护缺少有力的领导和管理机构,体系不健全,政策不配套,管理混乱。在目前科研机构改革的情况下,问题更为突出。

2 目标

2005年目标:

完成全国作物种质资源多样性基础调查,查清中国作物种质资源多样性家底和濒危物种状况;建立20个珍稀濒危野生亲缘种保护示范点;完成西部12省(自治区、直辖市)作物种质资源的收集抢救任务;建成7个大生态区中期保存库;完成国家长期库种子检测15万份,更新2.5万份,国家中期库种子更新20万份,国家种质圃种质更新0.5万份的任务。建成作物种质资源保护信息网络和监测系统。

2010年目标:

建成完整的作物种质资源保护和管理体系。在种质资源保护、利用和管理上达到规范化、科学化、信息化。以西部为重点,继续收集国内作物种质资源,加上国外引种使国家保存的作物种质资源达到40万份以上。不仅在作物种质资源保存的数量上处于国际领先地位,而且在作物种质资源保护、利用和管理上跻身世界先进行列。

3 指导思想与原则

3.1 按照中华人民共和国《野生植物保护条例》(1996年9月30日颁布),凡农作物栽培种及其野生近缘植物(不包括野生树木)均归口农业部负责收集、保护和利用,在农区内的由农业部负责和监督管理。

3.2 农作物种质资源保护是基础性工作,以中央集中保存为主。为此,在今后10年中,由中央、省两级负责制逐步过渡到由中央农业部委托中国农业科学院负责制。在北京建立国家作物种质长期保存库(已建),在西宁建立复份长期保存库(已建),在中国农科院有关研究所分别建立不同作物中期保存库(待完善),分别在全国7个农业生态区各建一个中期保存库(未建)。中期库负责种子繁殖、更新,并提供种子给各单位研究和利用。长期库不直接向利用者提供种子,而作为中期库的后盾,保证国家种质的安全保存。种质圃、保护区、保护点或保护株势必分散在全国各地,宜由中央和省两级共同负责。

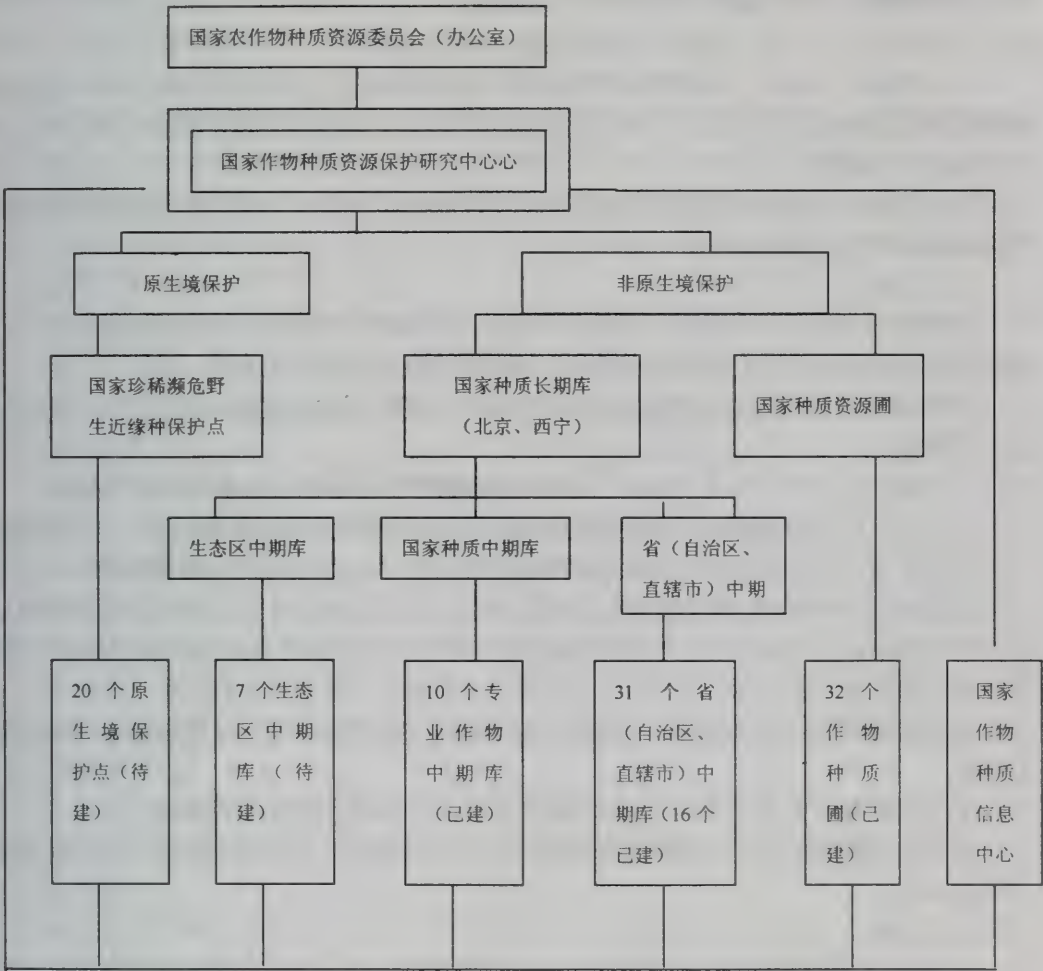
3.3 凡通过种子繁殖保持种性的作物种质进行种子库保存;多年生和无性繁殖作物及顽拗型种子作物一般采取田间种质圃植株保存,也可采用试管苗或超低温保存。野生种和近缘种一般在原生境下采取自然保护区、保护点或保护株保存(原生境保存),同时,在种质库或种质圃中保存部分野生种质以提供利用。

3.4 对作物种质资源的保护应重点考虑保护种内遗传多样性,因此所保护的种和品种应有足够的群体和单株,以最大限度维持一个物种或品种的遗传多样性。

3.5 在收集、保护作物种质资源时必须考虑不同地域间的不可替代性。我国地域广阔、生态多样，同一物种在不同生态区物种丰富度各不一样，不同生态区遗传类型也不一样。因此，对野生种必须采取按生态区就地保护的原则。

4 行动计划

4.1 总体布局



4.2 具体行动

4.2.1 行动一 农作物种质资源基础调查和编目

（1）依据：我国政府提出“中国在环境和发展领域的 10 项对策和措施”中提到“我国生物资源极为丰富，蕴藏着极大的经济和科学价值，应该加快查明我国生物资源家底和濒危物种现状，进一步加强对生物多样性的保护和合理利用……”近年我国虽然已收集了大量的作物种质资源，但对其多样性的丰富程度和濒危物种现状并不十分清楚。

此行动可为保护方案具体制订提供依据。

（2）目标：完成全国农作物种质资源多样性基础调查和编目，编写出《中国作物种质

资源多样性》专著和《濒危作物种质资源名录》。

(3) 任务:

①调查粮、棉、油、麻、糖、菜、果、茶、桑、草、热作等作物及其野生近缘的种类和分布(包括种、亚种和变种),列出各个种的分布地区和主要生境,指出中国特有种和特有类型,编著出版《中国作物种质资源多样性》专著。

②查清各作物名优品种及野生亲缘植物的利用情况和濒危程度,提出利用和保护相结合的保护措施,编写《濒危作物种质资源名录》。

4.2.2 行动二 珍、稀、濒危野生近缘植物的原生境保护

(1)依据:目前,一些珍稀品种和重要的野生近缘种正在迅速消失,同时,这些重要的野生种又很难在非原生境下生存,对这些处于濒危状态的重要野生种进行原生境保护显得尤为紧迫和重要。

(2)目标:提出珍稀、濒危野生近缘植物原生境保护方案,建立20个珍稀品种和濒危野生近缘种的原生境保护示范点。

(3)任务:

①调查水稻、大豆、柑橘、茶及其他起源于中国的主要作物野生近缘种遗传多样性富集中心,明确各中心多样性的富集特点,提出科学的原生境保存方案。

②建立20个珍稀和濒危近缘野生种原生境保护点,并取得经验,为建立第二批保护点起示范作用。

4.2.3 行动三 西部大开发12省(自治区、直辖市)作物种质资源的搜集、抢救

(1)依据:“切实搞好生态环境保护和建设”是西部大开发的重要任务之一。西部地区种质资源丰富,破坏程度低,作物种质资源的搜集远不及东部地区。随着西部的大开发,一些重要的作物种质资源可能加速减少或丢失,一些长期依赖于当地生境的原产作物资源和野生资源就会加速濒危和灭绝。对西部地区进行种质资源抢救性收集和保存是当务之急。

(2)目标:

①完成西部12省(自治区、直辖市)作物种质资源的收集任务,新收集作物种质资源3万份。

②完成西部重点地区40个县的考察调查、收集作物种质资源5000份。

③对收集材料进行农艺性状鉴定和种子(种苗)繁殖,送国家长期库(圃)和相应的中期库保存。

(3)任务:

①建立西部地区种质资源考察队,负责组织协调并参加西部作物种质资源的抢救收集任务。

②组织西部12省(自治区、直辖市)农业科研、教学单位清理已收集种质资源的家底,提出收集抢救计划,按计划对本省(自治区、直辖市)种质资源进行收集。

③对收集资源进行整理、鉴定和繁种入库。

4.2.4 行动四 建立7个农业生态区中期库

(1)依据:我国地域广阔,作物种质资源丰富且分布广,考虑到作物分布的区域性和区域间种质资源的不可替代性,加上引种试种、繁殖更新和利用的需要,并参照国外的经验,必须按生态区建立中期库和引种试种繁殖点。

(2): 在东北、华北、黄淮、长江中下游、华南、云贵高原、青藏高原和西部干旱区各建(或完善)一个中期库,库容量 5~7 万份,库温 0~5℃以下,承担农业生态区作物种质资源保存和引种试种任务,同时在专业作物负责单位的安排下承担长期库种子更新、繁殖和有关资源研究任务。

(3) 任务:

①根据生态代表性、已有基础和条件,确定建库地点。②落实建库的依附单位。③制定建库设计施工方案。一般在科研力量较强的省(自治区、直辖市)农业科学院种质资源研究所(室)的基础上建立,仍由地方领导。

4.2.5 行动五 国家 35 万份中、长期保存种质的监测和更新

(1) 依据: 随着保存时间的延长,国家中、长期保存的作物种质的活力会逐渐下降和衰减,每隔一定时间必须对其活力进行检测,长期库的种子一般每隔 10 年检测一次发芽力,中期库一般 3~5 年检测一次发芽力。发芽力明显下降至极限标准者必须进行繁殖更新。对种质资源圃的植株也要根据其树势衰老和自然灾害情况及时淘汰和更新。这样才能保证已保存种质资源的可持续利用和不丢失。

(2) 目标: 国家长期库每年检测发芽力 3 万份,繁殖更新平均 0.5 万份,10 年检测 30 万份,更新 5 万份。国家中期库(10 个)平均每年更新 4 万份,前 5 年更新 20 万份;后 5 年繁殖更新 15 万份。国家种质圃平均每年更新、复壮、补遗 1 000 份,10 年更新 1 万份。

(3) 任务:

①利用国家库原有的条件进行种子发芽力检测工作。

②根据入库时间长短和不同作物种子衰老速率安排种子检测时间表。

③由熟悉作物种质资源的专家分别负责完成各种作物繁殖更新的任务。

④国家种质圃的更新复壮补遗工作由圃负责人制订计划实施完成。

4.2.6 行动六 作物种质资源保护信息网络和监测系统的建立

(1) 依据: 作物种质资源信息的规范化和网络化对种质资源的保护、信息利用共享和种质资源管理的科学化是十分重要的,它反映作物种质资源的研究和管理水平,是国家科学进步的直接反映。

(2) 目标: 建成包括 2 个国家库,10 个中期库,7 个生态库,32 个种质圃,20 个保护点的作物种质信息网络。并达到对各网点保存种质资源进行动态监测的要求。

(3) 任务:

①制定农作物种质资源库、圃保存种质和原生境保护种质信息标准,按照国家生物多样性信息网络系统要求进行系统设计和数据标准化,建立以国家作物种质库(北京)为中心的库、圃、区、点作物种质资源信息网络。

②建立国家中、长期作物种质库和种质圃种子、苗木监测系统及动态变化模型。

③建立作物种质资源标本图像数据库及图文并茂的多媒体系统。

5 措施与建议

为解决该计划实施中存在的主要问题,达到 2005 年和 2010 年计划目标,建议采取以下措施。

5.1 成立国家作物种质资源委员会

负责全国作物种质资源保护利用和研究的规划、协调,制定有关政策、法规,加强统一管理,提高种质资源利用效率和加强保护力度。委员会下设办公室作为日常办事机构。办公室设在农业部或委托中国农业科学院作物品种资源研究所建立。

5.2 组织实施

本计划拟由中国农业科学院作物品种资源研究所负责,依靠原有全国作物种质资源协作网实施。该协作网每种(类)作物均有一个负责全国种质资源的单位负责。有关内容依靠各省(市、区)有关科研、教学和领导部门执行,有关野生种质资源的保护依靠当地政府和专业科研单位执行。

5.3 经费保证

经费来源是本计划实施的基本保证,此计划属基础性、公益性,具有社会、经济 and 生态长远效益,关系到人们生存安全和科学的进步,必须由国家政府部门投入。全部计划经费,由国家列入科学基础性工作专项计划,全额拨款。

5.4 制订作物种质资源保护管理条例(或细则)

对库、圃、点种质资源保护管理、交换、利用等建立具体规章制度,使种质资源管理走向规范化和科学化。

5.5 加强科技培训,引进吸收中青年科技人才,提高作物种质资源研究和管理水平

参考文献

- 国家环保局. 中国的生物多样性保护行动计划. 北京: 中国环境科学出版社
- 中国农业部. 中国 21 世纪议程农业行动计划. 北京: 中国农业出版社
- 方嘉禾主编. 1998. “八五”作物品种资源研究进展. 北京: 中国农业科技出版社
- 郑殿升, 方嘉禾. 2000. 我国作物遗传资源多样性保护与持续利用现状调研报告
- 刘旭. 1999. 作物种质资源与科技革命. 中国农业科技导报, (2): 31~35
- 董玉琛. 1999. 我国作物种质资源研究现状与展望. 中国农业科技导报, (2): 36~40
- 王天云. 1999. 抢救种质资源 保护生物多样性. 中国农业科技导报, (2): 46~49
- 娄希祉. 1999. 世界粮食和农业植物遗传资源概况. 中国农业科技导报, (2): 50~53
- 郑殿升. 1996. 中国作物野生种质资源. 作物品种资源, (2): 18

Status and Acting Proposals Concerning the Conservation of Chinese Crop Germplasm Resources

Fang Jiahe

(Institute of Crop Germplasm Resources, CAAS Beijing 100081)

Abstract Status on conservation of Chinese crop germplasm resources and its necessity and urgency was briefly described in this paper. It also gave some acting proposals and strategies on the problems existing in the conservation of crop germplasm resources in our country. The crop germplasm resources is very essential

resources for the existence and development of our country, and it is an important component of the biodiversity conservation. The conservation and utilization of crop germplasm resources is concerning the food security of 1.6 billion people in China in the 21st century. However, with the rapid development of economy, the ecosystem is becoming worse and worse in China. Some important crop germplasm resources are already disappeared, or they are in danger of being extinct, it is an urgent mission for the government departments to strengthen the conservation of crop germplasm resources. Hence, the author listed the principle, the object, the task and the strategy of crop germplasm resources conservation in the next 10 years in China, including the base surveying and inventorying crop germplasm resources, in situ conservation, collecting and rescuing the crop germplasm resources existing in the west of China, building the medi-term genebanks in different ecosystem, viability monitoring and regeneration of the crop germplasm resources in the long-term genebank, and establishing the informatin web of the crop germplasm resources. We suggest establishing a national crop germplasm resource committee, and setting down the law for germplasm resource conservation, establishing an effective administrative system to strengthen the protection and research of crop germplasm resources resources.

key words Crop germplasm resources, Protection, Acting

思茅松天然群体遗传多样性及遗传分化*

陈少瑜 赵文书

(云南省林业科学院, 昆明 6502204)

摘要 采用聚丙烯酰胺垂直板凝胶电泳和水平淀粉凝胶电泳, 检测了思茅松 (*Pinus kesiya* Royle ex Gord. var. *langbianensis*) 种子胚乳的 9 种同工酶。通过对 9 种酶系统编码的 16 个酶位点的遗传分析, 揭示了思茅松 3 个天然群体的遗传多样性和遗传分化情况。思茅松天然群体的遗传多样性较高, 群体的多态位点比例为 0.667; 平均每个位点的等位基因数为 2.13; 期望杂合度和观察杂合度分别为 0.288 和 0.197。群体间的遗传分化程度较低, 分化系数仅为 0.052, 群体间的遗传一致度和遗传距离的平均值分别为 0.985 和 0.015。

关键词 思茅松 天然群体 同工酶 遗传多样性 遗传分化

遗传多样性是生物多样性的基础。对于林木来说, 树种遗传多样性的数量和方式决定了它适应变化环境的能力, 是维持森林生态系统长期稳定的基础(张春晓等, 1998)。多样性的测定对了解种源的适应性、物种的起源、基因资源的分布以及如何合理地保护和利用基因资源都具有重要意义。因此了解树种的遗传多样性及研究如何对其加以保护是非常有必要的。

思茅松 (*Pinus kesiya* Royle ex Gord. var. *langbianensis*) 是云南省的主要用材及采脂树种。分布在云南西南部, 集中分布于哀牢山以西亚热带南部, 即约北纬 $24^{\circ} 24'$ 以南、东经 $99^{\circ} 5' \sim 102^{\circ} 30'$ 之间。思茅松分布区内气候条件四季暖热, 干湿分明, 年降水量 $1000 \sim 1500\text{mm}$, 相对湿度达 80% (吴兆录, 1994)。思茅松的地理分布、生物、生态学特性(云南森林编写组编, 1986; 吴兆录, 1990; 顾志健等 1982; 吴兆录等, 1992; 罗天浩, 1986)、遗传改良和育种(赵文书等, 1993; 赵文书等, 1998; 赵文书等, 1999) 等都有研究, 本研究利用凝胶电泳技术对思茅松三个天然群体 9 种同工酶的遗传多样性进行分析, 以揭示思茅松天然群体的遗传多样性和遗传分化情况, 为其基因资源的合理保存、利用以及遗传改良提供基础资料和科学依据。

1 材料和方法

1.1 实验材料

实验材料取自云南省澜沧县糯福乡、景洪大渡岗和江城三个思茅松天然群体。以单株种子的胚乳为材料进行同工酶实验。种子成熟期(12月~1月)分单株采集球果(单株间隔 10m 以上), 各群体分别采集 10 余单株球果。采回后按单株风干脱粒, 将种子存于冰箱

* 云南省自然科学基金资助 (98C017Q)

中备用。

1.2 实验方法

从各单株的混合种子中，随机抽取 6~8 粒种子，取其胚乳。两粒胚乳为一个样品以确定母株的基因型。由于胚乳（雌配子体）为单倍体，可以直接用以分析是否符合Mendel分离规律，进而确定谱带所代表的等位基因位点及每个位点的等位基因数。实验用了 3 种提取缓冲液（见表 2 注），每样加入 0.2ml 的提取缓冲液，在冰浴中研磨提取酶蛋白。用整齐截取的 3mm×6mm 大小的滤纸条作沁子吸取研磨液上样。同工酶实验采用了聚丙烯酰胺垂直板凝胶电泳和水平淀粉凝胶电泳两种电泳方法。

1.2.1 聚丙烯酰胺垂直板凝胶电泳

凝胶制备及电泳：聚丙烯酰胺凝胶不连续垂直板式电泳所用的分离胶浓度为 7.5 %，浓缩胶浓度为 3 %。电极缓冲液为 Tris-甘氨酸（pH 值 8.3）。电泳在 4℃冰箱中进行，稳流电泳，浓缩胶部分电流 1mA / 样，进入分离胶后 2mA / 样，约需 3.5~4h。

1.2.2 水平淀粉凝胶电泳

凝胶制备及电泳：Sigma 淀粉，用凝胶缓冲液（表 1）配置 12 %胶。实验采用两种凝胶和电极缓冲液组合（表 1）。使用北京六一厂生产的水平切片淀粉凝胶电泳槽。同样用 3mm×6mm 大小的滤纸条作沁子吸取研磨液上样。电泳在 4℃冰箱中进行，50mA 稳流电泳 5h 左右，待溴酚蓝移至电泳槽顶端，停止电泳，切胶染色。

两种电泳的染色方法相同（王中仁编著，1996）。

将凝胶显色后扫描电泳谱带，并用干胶仪制成永久性干胶片。

表 1 水平淀粉凝胶电泳的电泳缓冲液系统配方

Table 1 The electrode buffer and gel buffer in horizontal starch electrophoresis

编号 NO.	电泳缓冲液 Electrode buffer	凝胶缓冲液 Gel buffer
A	0.4 mol / L 柠檬酸三钠（pH 值 7.0）	0.02 mol/L 盐酸组氨酸（pH 值 7.0）
B	0.1 mol / L NaOH, 0.3mol / L 硼酸（pH 8.6）	0.015 mol/L Tris, 0.004 mol/L 柠檬酸

两种电泳方法共试验了 13 种酶系统，其中 9 种酶系统表现了稳定而清晰的酶谱。可用于下一步的遗传分析。9 种酶系统的实验方案见表 2。

1.3 酶基因遗传多样性的分析

1.3.1 酶基因位点、等位基因的表达及同工酶分析

通过酶谱的判译，获得酶基因位点和各位点的等位基因。为便于应用分析软件时参数的输入，酶位点从负极到正极依次用 1, 2, 3……表示，各位点的等位基因依次用 A, B, C, D……表示。由于种子胚乳是单倍体，同株种子的酶基因位点上的等位基因分离应该符合孟德尔遗传规律，若是单态位点，其等位基因是一致的，没有分离；若是多态的，等位基因的分离应为 1：1。这样便可直接从酶谱读出单株的基因型，计算出各位点的等位基因频率。错定基因型的概率为 0.5^{k-1} （k 为所分析的种子胚乳数），因此每单株平均分析 8 个胚乳，错定母株基因的概率仅为 0.007（Boyleand 和 Morgenstern，1987）。

表 2 思茅松同工酶的电泳实验方案

Table 2 The methods for electrophoresis experiment of isozymes of *Pinus Kesiya*

酶系统名称 Enzyme systems	缩写 Abbreviation	酶代码 EC No.	电泳方法 Electrophoresis methods	提取缓冲液 Extract buffers	电泳缓冲系统 Buffer systems
天冬氨酸转氨酶 Aspartate aminotransferase	AAT	E. C. 2. 6. 1. 1	聚丙烯酰胺垂直 板电泳	II 号提取液	
乙醇脱氢酶 Alcohol dehydrogenase	ADH	E. C. 1. 1. 1. 1	水平淀粉凝胶电 泳	II 号或III号提取液	A 或 B
酯酶 Esterase	EST	E. C. 3. 1. 1. -	聚丙烯酰胺垂直 板电泳	I、II 或III号提取缓 冲液	
谷氨酸脱氢酶 Glutamate-ammonia ligase	GDH	E. C. 1. 4. 1. 2	聚丙烯酰胺垂直 板电泳	III号提取液	
葡萄糖 6-磷酸脱氢酶 Glucose-6-phosphate dehydrogenase	G6PD	E. C. 1. 1. 1. 49	水平淀粉凝胶电 泳	II 号或III号提取液	A 或 B
苹果酸脱氢酶 Malate dehydrogenase	MDH	E. C. 1. 1. 1. 37	水平淀粉凝胶电 泳	III号提取液	A
磷酸葡萄糖酸脱氢酶 Phosphogluconate dehydrogenase	PGD	E. C. 1. 1. 1. 44	水平淀粉凝胶电 泳	III号提取液	A
磷酸葡萄糖变位酶 Phosphoglucomuase	PGM	E. C. 5. 4. 2. 2	水平淀粉凝胶电 泳	III号提取液	A
莽草酸脱氢酶 Shikimate dehydrogenase	SKD	E. C. 1. 1. 1. 25	水平淀粉凝胶电 泳	II 号提取液	A

注： I 号提取缓冲液：电极缓冲液+（0.1%巯基乙醇 + 4% PVP ）
II 号提取缓冲液：简单磷酸提取液 0.1M, pH 值 7.5
X: NaH₂PO₄ • H₂O (0.1M, 50ml): 0.69g 50ml
Y: Na₂HPO₄ • 12H₂O (0.1M, 50ml): 1.79g 50ml
4mlX + 21mlY + 2. 5g 蔗糖 + 0.05ml 巯基乙醇 + 少许 PVP 50ml
III 号提取缓冲液：复杂磷酸提取缓冲液 （使用前配制）
0.28g 四硼酸钠
0.08g 偏亚硫酸钠
1.00g 聚乙烯吡咯烷酮 （PVP）
1.00g 抗坏血酸钠 （存冰箱）
0.07g 二乙基二硫代氨基甲酸钠 （存冷冻室）
加入 25ml 磷酸缓冲液（0.1M, pH 值 7.5 ），溶解至透明，加入 0.25ml 巯基乙醇

1.3.2 遗传分析

为研究种群的遗传多样性及变异规律，计算分析了以下遗传参数：多态位点百分率 P（最常见的等位基因出现频率小于或等于 0.99 的位点定为多态位点）（Nei, 1975）；等位基因平均数 A；平均期望杂合度 He；平均实际杂合度 Ho；基因分化系数 G_{ST} 和遗传距离

D。具体的计算公式见文献（葛颂等，1988）。

2 实验结果和分析

2.1 各同工酶系统的基因位点及等位基因

共分析了 9 种同工酶系统（名称及编号见表 2）。其中 AAT 表现出两个活性区，即两个位点 Aat-1 和 Aat-2，3 个种群中 Aat-1 和 Aat-2 位点皆为单态，由于 Adh-2 位点不清楚，ADH 酶仅分析了 Adh-1 和 Adh-3 两个位点，两个位点皆为多态位点，各有 3 个和 4 个等位基因；GDH 只有一个活性区，但在各群体中分别表现 1~3 个等位基因；G6PD 有两个位点，因 G6pd-1 位点不清，不予分析，位点 G6pd-2 在 3 个群体中皆有 A 和 B 两个等位基因；EST 有 4 个位点，但只有 Est-4 可以纳入分析，此位点有 A，B，C 3 个等位基因；MDH 也有 4 个位点，其中 Mdh-2，Mdh-3，Mdh-4 都是单态位点，Mdh-1 有两个等位基因；PGD-6 有两个位点，仅 Pgd-2 用于分析，此位点有 3 个等位基因；PGM 有 3 个位点，其中 Pgm-1 有四个等位基因 A，B，C，D，Pgm-2 和 Pgm-3 有 3 个等位基因 A，B，C；SKD 有 3 个位点，仅 Skd-3 位点用于分析，3 个群体此位点有 2~3 个等位基因。这样在 9 种酶系统中共有 16 个基因位点 38 个等位基因用于遗传分析。

2.2 群体的遗传多样性

2.2.1 等位基因的分布及频率

3 个群体中 9 种酶 16 个基因位点 38 个等位基因的分布及频率见表 3。

表 3 3 个思茅松天然种群的等位基因频率及杂合性

Table 3 Allelic frequencies and heterozygosity in three natural populations of *Pinus kesiya*

位点	等位基因	Allele (A, B, C, D)	糯福乡种群	大渡岗种群	江城种群
Locus	杂合性	Heterozygosity (He, Ho)	Nuofuxiang	Dadugang	Jiangcheng
Aat-1		A	1.000	1.000	1.000
		He	0.000	0.000	0.000
		Ho	0.000	0.000	0.000
Aat-2		A	1.000	1.000	1.000
		He	0.000	0.000	0.000
		Ho	0.000	0.000	0.000
Adh-1		A	0.833	0.545	0.929
		B	0.083	0.273	0.071
		C	0.083	0.182	0.000
		He	0.292	0.595	0.133
		Ho	0.333	0.273	0.143
Adh-3		A	0.227	0.045	0.143
		B	0.591	0.727	0.786
		C	0.182	0.045	0.071
		D	0.000	0.182	0.000
		He	0.566	0.434	0.357

(续)

位点	等位基因	Allele (A, B, C, D)	糯福乡种群	大渡岗种群	江城种群
Locus	杂合性	Heterozygosity (He, Ho)	Nuofuxiang	Dadugang	Jiangcheng
Gdh-1		Ho	0.273	0.273	0.357
		A	0.958	0.773	1.000
		B	0.042	0.045	0.000
		C	0.000	0.182	0.000
		He	0.080	0.368	0.000
Gpd-2		Ho	0.083	0.273	0.000
		A	0.708	0.591	0.346
		B	0.292	0.409	0.654
		He	0.413	0.483	0.453
		Ho	0.417	0.273	0.231
Est-4		A	0.500	0.227	0.333
		B	0.318	0.545	0.542
		C	0.182	0.227	0.125
		He	0.616	0.599	0.580
		Ho	0.182	0.364	0.500
Mdh-1		A	0.000	0.000	0.000
		B	0.833	0.818	0.714
		C	0.167	0.182	0.286
		He	0.278	0.298	0.408
		Ho	0.167	0.182	0.286
Mdh-2		A	1.000	1.000	1.000
		He	0.000	0.000	0.000
		Ho	0.000	0.000	0.000
Mdh-3		A	1.000	1.000	1.000
		He	0.000	0.000	0.000
		Ho	0.000	0.000	0.000
Mdh-4		A	1.000	1.000	1.000
		He	0.000	0.000	0.000
		Ho	0.000	0.000	0.000
Pgd-2		A	0.708	0.591	0.808
		B	0.125	0.318	0.154
		C	0.167	0.091	0.038
		He	0.455	0.541	0.322
		Ho	0.583	0.455	0.385

(续)

位点	等位基因	Allele (A, B, C, D)	糯福乡种群	大渡岗种群	江城种群
Locus	杂合性	Heterozygosity (He, Ho)	Nuofuxiang	Dadugang	Jiangcheng
Pgm-1		A	0.208	0.545	0.571
		B	0.458	0.273	0.286
		C	0.250	0.045	0.071
		D	0.083	0.136	0.071
		He	0.677	0.607	0.582
		Ho	0.417	0.273	0.214
		A	0.833	0.818	0.679
Pgm-2		B	0.000	0.000	0.143
		C	0.167	0.182	0.179
		He	0.278	0.298	0.487
		Ho	0.167	0.364	0.286
		A	0.273	0.200	0.462
Pgm-3		B	0.591	0.650	0.538
		C	0.136	0.150	0.000
		He	0.558	0.515	0.497
		Ho	0.364	0.500	0.154
		A	0.182	0.227	0.179
Skd-3		B	0.818	0.682	0.821
		C	0.000	0.091	0.000
		He	0.298	0.475	0.293
		Ho	0.182	0.273	0.214
平均		He	0.282	0.326	0.257
Mean		Ho	0.197	0.219	0.173

2.2.2 种群的遗传多样性

思茅松 3 个天然群体的遗传多样性情况见表 4。3 个群体 A 的平均值为 2.13，其中大渡岗群体的 A 值最高，为 2.3；3 个群体 P 的平均值为 66.7%，大渡岗和糯福乡群体皆为 68.8%，江城为 62.5%；3 个群体 He 和 Ho 的平均值分别为 0.288 和 0.197，其中也是大渡岗群体最高，达 0.326 和 0.219。这说明在 3 个群体中大渡岗群体的遗传多样性最为丰富。

2.2.3 群体的遗传分化

采用平均杂合性分析多基因位点的平均分化程度。根据 Nei (1978) 的方法把总的基因多样性 (H_T) 划分为它的组成部分，即种群内的基因多样性 (H_S) 和种群间的基因多样性 (D_{ST}) 研究思茅松的遗传分化情况。从计算结果 (表 5) 可以看出，思茅松群体间的遗传分化程度比较低。3 个群体总的基因多样性为 0.304，其中群体内的基因多样性为 0.288，

群体间的仅为 0.016，基因分化系数为 0.052。换言之，只有约占总遗传多样性的 5%来自于群体间，而总遗传多样性的 95%产生于群体内，也表明群体内遗传多样性比群体间的大得多。

用 Nei (1972) 遗传距离分析群体间分化程度的方法分析了思茅松 3 个天然群体的遗传距离和遗传一致度 (表 6)，由此可知三个群体总的平均遗传距离为 0.015。

表 4 思茅松三个天然群体的遗传多样性
Table 4 Genetic diversity of three natural populations of *pinus kesiya*

群体 Population	平均每个位点的 等位基因数 (A) Mean no. of alleles per locus	多态位点比例 (P) Percentage of polymorphic loci	平均杂合度 Mean heterozygosity	
			观察杂合度 (Ho) Direct count	预期杂合度 (He) Expected
糯福乡 Nuofuxiang	2.1	68.8	0.198	0.282
大渡岗 Dadugang	2.3	68.8	0.219	0.326
江城 Jiangcheng	2.0	62.5	0.173	0.257
平均 Mean	2.13	66.7	0.197	0.288

表 5 思茅松天然群体的基因多样性及基因分化系数
Table 5 Gene diversity and differentiation of *Pinus kesiya* populations

位点 Locus	总的基因多样性 (H _T) Total genediversity	种群内的基因多样性 (H _S) Gene diversity within populations	种群间的基因多样性 (D _{ST}) Gene diversity among populations	种群间基因分化系数 (G _{ST}) Gene differentiation among populations
Aat-1	0.000	0.000	0.000	0.000
Aat-2	0.000	0.000	0.000	0.000
Adh-1	0.381	0.340	0.041	0.107
Adh-3	0.475	0.452	0.023	0.048
Gdh-1	0.167	0.149	0.018	0.108
Gpd-2	0.491	0.450	0.041	0.083
Est-4	0.624	0.598	0.026	0.042
Mdh-1	0.334	0.328	0.006	0.018
Mdh-2	0.000	0.000	0.000	0.000
Mdh-3	0.000	0.000	0.000	0.000
Mdh-4	0.000	0.000	0.000	0.000
Pgd-2	0.458	0.439	0.019	0.000
Pgm-1	0.665	0.622	0.043	0.064
Pgm-2	0.364	0.354	0.010	0.027
Pgm-3	0.543	0.523	0.020	0.037
Skd-3	0.363	0.355	0.008	0.022
平均 Mean	0.304	0.288	0.016	0.052

表 6 思茅松天然群体间的遗传一致度和遗传距离
Table 6 Genetic identity and distance among the populations of *Pinus kesiya*

种群 Populations	1	2	3
糯福乡	——	0.987	0.983
大渡岗	0.013	——	0.985
江城	0.018	0.015	——

*对角线之上为遗传一致度，对角线之下为遗传距离

3 结论和讨论

思茅松天然群体的多态位点比例 (P) 为 0.667, 平均每个位点的等位基因数 (A) 为 2.13, 平均杂合度 (He) 为 0.288。据报道针叶树种以上各参数的平均值为 0.597, 2.13, 0.203 (张春晓等, 1998), 与之相比, 思茅松的遗传多样性略高于针叶树的平均水平。将各群体以上遗传多样性参数进行比较, 景洪大渡岗种群的各参数值最高, 分别为 0.688, 2.3 和 0.326, 这说明了这一群体的遗传多样性在三个分析群体中最丰富, 景洪大渡岗为思茅松的分布中心之一。

思茅松天然群体的遗传变异型为 H_T : 0.304, H_S : 0.288, D_{ST} : 0.016, G_{ST} : 0.052。说明思茅松群体间存在一定的遗传分化。Hamrick 等 (1989) 总结了 91 个植物物种的 G_{ST} 为 0.206, 15 个松科树种的 G_{ST} 为 0.061, 思茅松的 G_{ST} (0.052) 低于二者, 可见, 思茅松的群体分化较低。另外思茅松的平均遗传距离为 0.015, 也说明了群体间存在一定的分化。思茅松天然群体总的遗传多样性为 0.304, 但主要来自于群体内, 只有 5.2% 来自于群体间。因此, 在思茅松的遗传改良工作中应着重于群体内优良家系的选择, 同时注意对少数位点的选择。

形成思茅松以上遗传结构的主要原因是一方面思茅松的寿命长, 世代重叠, 风媒授粉, 分布相对较广, 在长期的不同环境中的自然和人工压力选择下, 积累了一定的适宜基因; 另一方面思茅松自然分布跨越一定的经纬度和海拔 (600~1 950m), 地方种群又要受到当地环境条件的选择; 此外, 思茅松群体间没有阻止基因流动的严重障碍, 因此, 思茅松形成了较广泛的遗传基础和遗传多样性, 同时思茅松群体间又有一定的遗传分化, 但分化程度较低。

以上研究结果可用以森林生态系统中思茅松这一物种的相对稳定性的前景预测; 可以对思茅松各种经营实践后果的合理性的评价; 还可以为思茅松基因资源的监测、保护以及遗传改良等策略的制定提供科学依据。

参考文献

葛颂, 王明麻等. 1988. 用同工酶研究马尾松群体的遗传结构. 林业科学, 24 (4): 400~409
顾志健, 李懋学. 1982. 云南松和思茅松的染色体组型研究. 云南植物研究, (4): 185~190
罗天浩. 1986. 思茅松林分化及抚育间伐的初步探讨. 林业科学, 22 (2): 186~190
王中仁编著. 1996. 植物等位酶分析. 北京: 科学出版社
吴兆录. 1990. 云南松属植物的地理分布及叶形变化. 云南林业科技, (3): 46~51

- 吴兆录, 党承林. 1992. 思茅松旱季器官含水量的初步研究. 云南大学学报, 14 (2): 152~155
- 吴兆录. 1994. 思茅松研究现状的探讨. 林业科学, 30 (2): 151~157
- 云南森林编写组. 1986. 云南森林. 昆明: 云南科技出版社
- 张春晓, 李悦等. 1998. 林木同工酶遗传多样性研究进展. 北京林业大学学报, 20 (3): 58~64
- 赵文书, 郭宇渭等. 1993. 思茅松天然优良林分选择研究专题. 云南林业科技, (4): 1~32
- 赵文书, 唐社云等. 1998. 普文试验林场思茅松无性系种子园营建技术. 云南林业科技, (1): 1~10
- 赵文书, 唐社云等. 1999. 思茅松优树半同胞子代测定结果分析. 云南林业科技, (3): 6~12
- Boyle, T. B. and E. K. Morgenstern. 1987. Some aspects of population structure of black spruce in central New Brunswick. *Silvae Genet.* (36): 53~60
- Harmrick, J. L. and J. W. Godt. . 1989. Plant population genetics, breeding, and genetic resources. Sinauer Associates Inc., Sunderland, Massachusetts
- Nei, M. 1978. Estimation of average heterozygosity and genetic distance from a small number of individuals. *Genetics*, 89: 583~590
- Nei, M., 1972. Genetic distance between populations. *Amer. Naturalist*, 6: 283~292

Genetic Diversity and Differentiation of *Pinus kesiya* Royle Gord. var. *langbinaensis* Natural Populations

Chen Shaoyu Zhao Wenshu

(Yunnan Academy of Forestry, Kunming 650204)

Abstract 9 isozymes in megagametophytes of *Pinus kesiya* Royle Gord. Var. *Langbinaensis* are examined by using combined two electrophoresis methods, vertical slab polyacrylamide gel electrophoresis and horizontal starch gel electrophoresis. Analysis on 16 loci coding for 9 enzyme systems reveals the genetic diversity and differentiation of natural populations of *Pinus kesiya*. The proportion of loci polymorphism is 0.667. The average number of alleles per locus is 2.13. The average expected and observed heterozygosity is 0.288 and 0.197 respectively. The interpopulation genetic differentiation is low. The G_{ST} is only 0.052 and the mean genetic distance (D) is only 0.015.

Key words *Pinus kesiya* Royle Gord. var. *langbinaensis*, Natural populations, Isozyme, Genetic diversity, Genetic differentiation

大仓鼠种群线粒体 DNA 酶切片段长度多态性的研究*

许跃先 张知彬 焦选茂

(中国科学院动物研究所农业虫鼠害国家重点实验室, 北京 100080)

摘要 本文采用 HaeIII 酶切法研究和分析了捕自河北省饶阳县和固安县的 48 只大仓鼠 (*Cricetulus triton*) mtDNA 的多态性。主要结果如下: 大仓鼠 mtDNA 序列长度在 16.5~18.5kb 之间, 大仓鼠 mtDNA 的 HaeIII 酶切片段数 18~21 个, 群体内存在大量变异。与此相对照, 8 只纯系 SD 大白鼠 (*Rattus norvegicus albino*) mtDNA 的 HaeIII 酶切图谱完全相同。此项工作为今后研究大仓鼠种群 mtDNA 多态性与种群动态的关系奠定了基础。

关键词 大仓鼠 线粒体 DNA 遗传多态 种群动态

大仓鼠 (*Cricetulus triton*) 是我国北方旱作区农田主要害鼠之一, 其种群数量具有爆发性。掌握其数量发生规律和调控机理有着十分重要的意义。虽然有关大仓鼠种群动态的研究已有不少 (杨荷芳等, 1992, 1996; 张知彬等, 1990, 1996; 朱盛侃等, 1991; 刘加坤等, 1991), 但这些工作大都是宏观方面的研究。通常, 鼠类的种群数量波动和调节是由内因和外因共同决定的, 因此加强宏观和微观结合, 对于揭示大仓鼠种群数量的发生规律及调控机理具有重要意义。

线粒体 DNA (mtDNA) 分子量小, 易提取, 并且无组织特异性, 属母系遗传, 在种内和种间具有广泛的遗传多态性, 是研究群体遗传, 物种分化和系统分类及动物迁移扩散等方面的理想材料 (Brown, 1983)。mtDNA 多态与种群数量发生的关系尚是一个亟待研究的领域, 它对于从微观水平上认识鼠类种群数量变动的规律会有很大帮助。

为此, 本文采用限制性内切酶 (HaeIII) 酶切消化法, 初步建立了研究大仓鼠 mtDNA 限制性内切酶片段长度多态 (RELP) 的方法, 目的在于为今后深入研究大仓鼠种群 mtDNA 多态与种群数量动态的关系奠定基础。

1 材料与方法

1.1 材料来源

27 只大仓鼠分别于 1995 年 6 月、11 月和 1996 年 6 月捕自河北省固安县王龙村。21 只大仓鼠于 1996 年 4 月捕自河北省饶阳县五公村。为对比起见, 于 1996 年 6 月在北京中

* 王淑卿, 郝守身, 王福生, 张健旭参加部分工作。张亚平、乔传令对本工作给予过热情帮助和指导, 特此致谢! 本研究受到国家自然科学基金项目 (39730090), 中国科学院项目 (KZ951-B1-106, KZ952-S1-107) 的支持

国科学院动物研究所实验动物室取 8 只成体 SD 系大白鼠 (*Rattus norvegicus albino*)。在实验室取新鲜肝, 于 -20°C 下低温冷冻保藏, 备用。

1.2 试剂

限制性内切酶和分子量标记均来自华美技术公司。其他试剂均为国产试剂。

1.3 mtDNA 的分离纯化

按赵邦梯等 (1983) 的方法分离 mtDNA 冰冻肝脏制备线粒体 DNA 时, 所用缓冲液体积加倍。所得 mtDNA 溶于含 RNase 20ug/ml 的 TE 溶液中, 以除去所含的 RNA。紫外分光光度计检测 DNA 纯度。

1.4 HaeIII 限制性内切酶的酶解

50ul 反应体系中含 1ug mtDNA 和 10u HaeIII, 37°C 消化 4h。

1.5 mtDNA 琼脂糖凝胶电泳分析

采用水平板琼脂糖凝胶电泳法。琼脂糖浓度为 0.8%, 电极缓冲液为 TAE, 电压降为 V/cm。紫外检测仪下观察、拍照。

1.6 mtDNA 酶切片段的聚丙烯酰胺凝胶电泳分析

采用垂直板聚丙烯酰胺凝胶法。聚丙烯酰胺浓度为 3.5%, 电极缓冲液为 TBE, 电压降 12V/cm 恒压, 4°C 冷冻循环水浴冷却。紫外检测仪下观察、拍照。

2 结果与分析

2.1 大仓鼠 mtDNA 紫外吸收曲线与序列长度

用分光光度计检测大仓鼠的 mtDNA, 其紫外吸收曲线最大峰值在 260nm 处, $\text{OD}_{260}/\text{OD}_{280} \approx 1.8$ 。说明本方法提取的 mtDNA 较纯。通过取得完整的大仓鼠 mtDNA 琼脂糖电泳图谱并经测定, 大仓鼠 mtDNA 序列长度为 16.5~18.5kb, 与文献中动物线粒体 DNA 序列长度大小在 15.7~19.5kb 之间的结果相符。

2.2 大仓鼠 mtDNA 的 HaeIII 酶切片段及编码

通过对 48 只大仓鼠肝脏 mtDNA 进行限制性内切酶片段长度多态分析, 发现 HaeIII 酶 (识别序列 $\text{GG}\downarrow\text{CC}$) 酶切片段数在 18~21 之间。由于过小片段容易丢失, 且在紫外灯下不易观察, 因此我们取序列长度大于 310bp 的片段进行多态性分析。以常见类型的第 59 号鼠 (图 1 和 2 中编号为 A) 的线粒体 DNA 的 HaeIII 酶切片段为基准进行编码, 即按片段由大到小依次编为 1, 2, 3……等。其他个体与之相对照, 如果出现新片段, 取与之接近的编号为基数, 然后右下角记为 a, b, c, ……等。在 48 个样品中, 可确认 33 种片段类型, 分成 12 个个体类型 (图 1 和 2)。

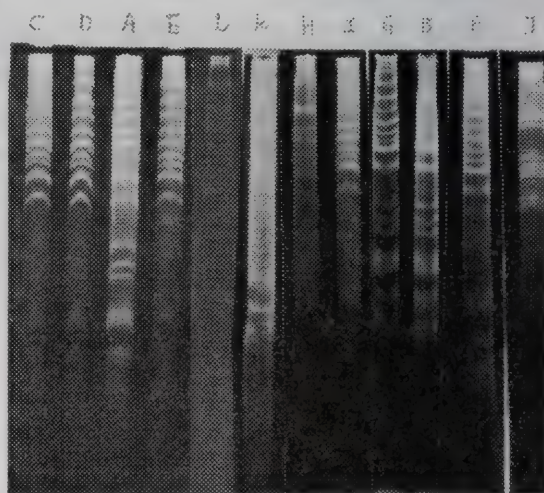


图 1 大仓鼠 mtDNA 的 HaeIII 酶切片段及类型 (聚丙烯酰胺凝胶电泳图谱)

Figure 1. The mtDNA fragments of *C. triton* cut by HaeIII (polyacrylamide gel electrophoresis)



图 2 大仓鼠 mtDNA 的 HaeIII 酶切片段与类型编码

Figure 2. The mtDNA fragments of *C. triton* cut by HaeIII and their codes

2.3 大仓鼠 mtDNA 的 HaeIII 酶切片段与类型多态性

通过整理和统计 48 只大仓鼠 mtDNA 酶切片段与类型的频率(表 1),发现野生大仓鼠种群 mtDNA 存在大量变异。从表 1 看,片段 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14 在固安和饶阳的出现频率均很高,为大仓鼠种群常见片段。其他片段出现的频率较低,是大仓鼠种群线粒体 DNA 的主要变异片段。从表 2 看,固安以 A, D 两种类型占多数;饶阳地区以 E, F 两种类型占多数,但缺少 B, C, G, H, I, J, L 类型。无论从片段多态类型,或是从个体多态类型来说,固安的大仓鼠种群线粒体 DNA 多态性明显比饶阳高,差异的原因尚难定论,有待进一步研究。

表 1 大仓鼠 mtDNA 的 HaeIII 酶切片段频率

Table 1. The frequency of the mtDNA fragments of *C. triton* cut by HaeIII

片段	1	1a	2	2a	3	3a	4	4a	5	5a	5b	6	6a	6b	7	7a	7b
饶阳	100	0	100	0	100	0	100	0	100	0	0	100	0	0	95.2	4.8	4.8
固安	100	7.4	96.3	3.7	96.3	3.7	85.2	3.7	85.2	11.1	11.1	96.3	3.7	3.7	66.7	25.9	25.9
片段	8	8a	8b	9	10	10a	10b	11	11a	11b	11c	12	12a	13	14	14a	
饶阳	100	0	0	100	100	0	0	100	0	0	90	95	43.8	43.7	93.7	50	
固安	92.6	3.7	3.7	96.3	92.6	7.4	3.7	84.6	26.7	26.7	33.3	86.7	13.3	73.3	86.5	13.3	

片段——Fragment 饶阳——Raoyang County 固安——Guan County

表 2 大仓鼠 mtDNA 的 HaeIII 酶切个体类型频率

Table 2. The frequency of the mtDNA fragment type of *C. triton* cut by HaeIII

类型	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
饶阳	14.29	0	0	4.8	33.3	42.9	0	0	0	0	4.8	0
固安	37.0	3.7	3.7	22.2	7.4	3.7	3.7	7.4	3.7	3.7	0	3.7

类型——Type

饶阳——Raoyang County

固安——Guan County

3 讨论

目前,国内外研究哺乳动物 mtDNA 多态性的方法很多,而且也比较成熟,多用于系统分类与进化(张亚平等,1992)。在鼠类 mtDNA 多态研究方面,国内也有一些工作如 Lan Hong 等(1995)。常用的方法为限制性内切酶长度多态法(RELP法),如 *Ava*I, *Bam*HI, *Bgl*II, *Cl*aI, *Hpa*I, *Pst*I, *Bgl*II, *Pva*II, *Sal*I, *Eco*Rv, *Hind*III, *Sca*I, *Xba*I 等限制性内切酶消化法。但由于这些酶识别序列较长,在 mtDNA 上的酶切位点就少,其揭示变异(尤其是种群内的变异)的能力就差。虽然多酶切也许能克服这一缺点,但工作量过大,不适合种群动态的研究,因种群动态研究需要分析大量样品。所以,寻找一个切点多,能揭示大量变异的限制性内切酶对于今后开展 mtDNA 多态与种群动态之间关系的研究至关重要。

经过大量实验和摸索,我们发现大仓鼠 mtDNA 酶切位点有下述特点:常用的几种限制性内切酶如 *Bam*HI, *Gli*I, *Pst*I, *Sca*I, *Xba*I, *Ms*PI, *Bgl*II 虽然在小家鼠(*Mus musculus*)、褐家鼠(*Rattus norvegicus*) mtDNA 上有若干酶切位点,但在大仓鼠 mtDNA 上却未发现有一个切点!在大仓鼠线粒体 DNA 上, *Eco*RI, *Sal*I 和 *Xho*I 各有 2 个切点, *Eco*RV 有 3 个切点, *Hind*III 有 4 个切点, *Hae*III 有 18~21 个切点。由于 *Hae*III 酶切位点多,且能揭示大量变异,故本文选择 *Hae*III 酶切法作为大仓鼠 mtDNA 多态研究的方法。

Potter 等(1975)发现, *Hae*III 能有效的揭示哺乳动物种间和种内的 mtDNA 变异,我们对大仓鼠种群的研究结果与 Potter 等的结论一致。研究发现野生大仓鼠种群 mtDNA 存在大量变异(表 1 和表 2)。与此相对照,我们用 *Hae*III 酶切法分析了 8 只纯系大白鼠的 mtDNA 酶切图谱,发现 8 只大白鼠的酶切图谱完全一样。这说明 *Hae*III 酶切法的确能有效的揭示鼠类 mtDNA 的变异程度,同时也说明本文的方法稳定可靠。需要指出的是,由于 *Hae*III 酶切位点多,小片段易丢失或难辨认。这样,有些变异可能尚没能揭示,以后将考虑弥补和改进。

参考文献

- 刘加坤,王廷正.1991.大仓鼠种群生态学研究(III)大仓鼠种群数量的季节消长.陕西师范大学学报(自然科学版),19:132~136
- 朱盛侃,秦知恒.1991.安徽淮北农区大仓鼠和黑线仓鼠种群动态的研究.兽类学报,11(2):99~108
- 杨荷芳等.1992.大仓鼠种群繁殖特征及其在种群调节中的作用.动物学集刊,9:61~80
- 杨荷芳等.1996.华北旱作区大仓鼠种群动态,预测预报及综合防治研究.见:王祖望 张知彬 主编.鼠害治理的理论与实践.北京:科学出版社,145~165
- 张亚平,施立明.1992.动物线粒体 DNA 多态性的研究概况.动物学研究,13(3):289~298

- 赵邦梯等. 1983. 北京鸭肝脏线粒体 DNA 的制备和性质. 北京大学学报 (自然科学版), 1: 72~77
- Brown, W. M. 1983. Evolution of genes and proteins. In: Nei, M. and R. K. Keodn eds. Plant Population Genetics, Breeding and Genetic Resources. Sunderland: Sinauer, 62~68
- Lan Hong et al. 1995. Mitochondrial DNA variations of three species of Apodemus in China. 见: 张洁执行主编. 中国兽类学研究. 北京: 中国林业出版社, 277~285
- Potter, S. S., J. E. Newbold, C. A. Hutchison III and M. H. Edgell. 1975. Specific cleavage analysis of mammalia mitochondrial DNA. Proc. Nat. Acad. Sci. USA, 72 (11): 4496~4500

THE MITOCHONDRIAL DNA GENETIC POLYMORPHISM OF THE RAT-LIKE HAMSTER (*CRICETULUS TRITON*) POPULATION BY USING RESTRICTED ENZYME HAEIII

Xu Yuexian Zhang Zhibin Jiao Xuanmao

(Institute of Zoology, The Chinese Academy of Sciences, Beijing 100080, China)

Abstract The mitochondrial DNA polymorphism of 48 ratlike hamsters (*Cricetulus triton*) which were captured in Raoyang and Guan County of Hebei Province was analyzed by using restricted enzyme HaeIII. The main results were summarized as follows: The mtDNA size of the ratlike hamsters was from 16.5kb to 18.5kb. The number of fragments cut by HaeIII was from 18 to 21, and plenty of variation of mtDNA in wild hamster population was observed. By contrast, the mtDNA electropherogram of 8 white laboratory rats (*Rattus norvegicus albino*) of pure strain showed no variation. This preliminary work will promote further studies on the relationship between mtDNA polymorphism and population dynamics of ratlike hamster.

Key words *Cricetulus triton*, mitochondrial DNA, Genetic polymorphism, Population dynamics



物 种 多 样 性

分子生物学在脊椎动物分类和进化研究中的应用概述*

周 伟 周用武 潘晓赋

(西南林学院保护生物学学院, 昆明 650224)

摘要 分子生物学技术的发展推动了相关学科的发展, 形成了许多交叉学科和边缘学科。事实表明, 分子生物学用于脊椎动物系统分类进化研究, 不仅可以为解决一些分类疑难提供分子证据, 而且可为脊椎动物系统分类、进化研究提供线索。对动物起源与分化研究的结果从另一方面提示, 一些动物数量和种群的减少并不完全是现时人类活动的影响和生态环境快速变迁的结果, 而是遗传背景单一所致, 即现生种群仅是历史上几个祖先个体所保留的后裔, 新的认识为珍稀、濒危动物保护政策的制定提供了新的思路。有的类群从蛋白质 (同工酶) 做过工作, 后来又从 DNA 方面作过研究, 使得工作不断深化。分子生物学研究的结果也并不都是绝对圆满的, 同一研究对象应用不同 DNA 分子研究结果所构建的分子树不尽相同, 或者因与宏观形态分类相去甚远难于认同等。分子生物学与脊椎动物分类、进化及保护和持续利用研究的结合方兴未艾, 前景十分广阔。

关键词 分子生物学 脊椎动物 系统分类进化

1 前言

随科学技术不断发展, 学科间相互渗透, 形成了众多交叉学科和边缘学科, 分子系统学的形成就是如此。由于分子生物学理论的发展、完善以及生物化学、生物物理学技术的发明和改进, 尤其是 PCR 技术的出现, 使分子生物学的发展突飞猛进。人们对生物的认识已不仅限于表层的理解, 而是从更深层次对分类、系统进化进行诠释和探索。就采用的特征和手段而言, 脊椎动物分类学的发展大致经历了 3 个阶段: 外部形态—内部解剖特征分类阶段、细胞核型特征分类阶段、分子特征分类阶段。而现在多种手段和方法相结合, 不同层次的分类特征被同时使用, 起着相互映证和相互补充的作用。

外部形态特征易于观察和识别, 常作为脊椎动物不同阶元可靠的分类依据, 因而得到广泛的应用。内部解剖特征 (主要是骨骼系统) 相对稳定, 变异较小, 作为分类的基础更为可靠, 但是骨骼特征差异的把握比外部形态更为困难 (周伟, 1986)。采用形态特征分类, 常遇到的难题是如何区别趋同进化形成的特征与纵向遗传的特征。从理论上说, 两个物种各自独立产生相同 DNA 序列的可能性几乎为零 (张英培, 1994), 故趋同进化在分子分类中不是那样严重。分子特征信息量大, 包含了全部遗传信息的数据集, 可用于分析的信息

* 云南省应用基础研究基金 (No. 98C005M) 和中国科学院昆明动物研究所细胞与分子进化开放研究实验室资助项目

多。此外,分子特征分类是从基因或基因控制的生物大分子角度来进行研究,非遗传变异影响小(黄原,1998)。近20多年来,国内将分子生物学应用于脊椎动物分类及系统进化研究已作了许多工作,发表了大量研究论文,本文试图作一初步归纳和综述。

2 蛋白质(同工酶)与分类系统进化研究

蛋白质是生物体的主要成份,生物体形态的形成和生理功能的实现离不开它。酶是生物体内生化反应的催化剂,它催化核酸、蛋白质、多糖、脂类等生命物质和能量物质的水解与合成,是一类特殊的蛋白质。同工酶是不同基因位点编码的同一种酶,在生物体内普遍存在。不同的物种,其蛋白质的组成、结构和序列存在一定差异。蛋白质是携带生物演化和发育遗传信息的信息分子,是基因的表达形式(黄原,1998)。根据蛋白质携带的信息,可推测不同物种间的演化关系,根据其异同对物种分类(张英培,1989;熊全沫,1992;王可玲等,1993;聂龙等,1995)。同工酶在动物的不同组织、不同个体以及不同发育阶段酶谱不同,因而同工酶电泳可用于调查基因库间的遗传差异,研究物种的分类、演化及亲缘关系(张英培,1989)。总之,对蛋白质或同工酶的构成及其遗传分析,在物种的演化、分类、亲缘关系的探讨方面有重要意义。

2.1 分析技术与研究对象

蛋白质或同工酶的主要分析技术为凝胶电泳技术,依凝胶电泳仪的形式可分为:垂直盘状电泳、垂直板状电泳及水平平板电泳。依电泳介质的不同分为:聚丙烯酰胺凝胶电泳(PAGE)、淀粉凝胶电泳(SGE)、醋酸纤维薄膜电泳(CAGE)和琼脂糖电泳(AGE)等,现在多采用PAGE和AGE。

等电聚焦和双向电泳是电泳中用得比较多的两种技术。不同的蛋白质其等电点不同,按蛋白质等电点的不同来分离蛋白质称等电聚焦电泳。双向电泳是指将样品电泳后,为不同的目的在其直角方向再进行一次电泳。双向电泳可以包含等电聚焦,是目前分辨率最高、信息量最多的电泳技术。

用于分析的蛋白质、同工酶主要有以下几类:血清蛋白、血红蛋白、铁传递蛋白、眼晶状体蛋白、肌浆蛋白;乳酸脱氢酶(LDH)、异柠檬酸脱氢酶(IDHP)、苹果酸酶(MEP)、醇脱氢酶(ADH)、山梨醇脱氢酶(SDH)、葡萄糖-6-磷酸脱氢酶(G6PDH)、磷酸葡萄糖变位酶(PGM)、超氧化物歧化酶(SOD)、过氧化氢酶(CAT)、酯酶(EST)和碱性磷酸酶(APH)等。

分析的脊椎动物材料包括:血液、肌肉、眼球、肝脏、心脏、胃、肺、脑、横膈、肾脏、卵巢等新鲜组织或者低温保存的组织。至于采用什么组织与类群基本没有关系,而主要与研究者的选择有关。

2.2 蛋白质或同工酶与分类研究

2.2.1 确定物种分类地位

蛋白质或同工酶在解决脊椎动物分类争议方面起着较为重要的作用。懒猴的分种有很大分歧,存在1种、2种或3种的观点。以29只懒猴的血液作为研究材料,对血浆白蛋白和3种同工酶的分析表明:大懒猴 *Nycticebus coucang* 同小懒猴 *N. pygmaeus* 在许多基因座位上有明显差异,有8个座位两者之间没有共享的等位基因,结果支持懒猴属的分类为

2 个有效种,即大懒猴和小懒猴,而中懒猴 *N. intermedius* 应为小懒猴的一个亚种的观点(宿兵等,1997)。对鼠兔血清蛋白和血红蛋白的研究支持高原鼠兔 *Ochotona curzoniae* 与达乌尔鼠兔 *O. dourica* 都是独立的种(周虞灿和夏武平,1981)。

我国大蟾蜍 *Bufo bufo* 有 3 个亚种,形态差异极微,经典分类不易区分,但采用 PAGE 盘电泳对它们的血清蛋白和 LDH 同工酶进行分析,电泳图谱区别明显(杨玉华,1983)。以我国 20 多种无尾两栖类为材料,依其眼晶状体蛋白在电泳中的差别分析种间差异,实验结果与林蛙类群的经典分类相吻合(鄂未远等,1984)。这些研究从生化资料方面验证和支持了传统分类。

自 1976 到 1993 年,用中国近海 1 400 多尾带鱼的肌肉、眼和肝作材料,分析了这 3 种组织的 LDH 等 11 种同工酶,其中 4 种酶 9 个基因座位具有种的特异性;此外,根据肌浆蛋白电泳图谱也可将中国带鱼分成 3 种类型,而宏观形态研究发现的证据也支持将它们分为 3 类。该项工作将微观的分子性状与宏观的形态特征相结合,确证了中国近海带鱼的分类地位应包括 3 种,即带鱼 *Trichiurus haumela*、南海带鱼 *T. nanhaiensis* 和短带鱼 *T. brevius* (王可玲等,1983a, 1983b, 1988, 1992, 1993)。研究结果改变了“中国带鱼只有一个种”的传统观点。

2.2.2 探索分类标记

硬骨鱼中 LDH 是一个特殊的基因位点,具明显的组织特异性(张英培,1989); α -酯酶和 β -酯酶同工酶具种间特异性(王爱民等,1992)。中性蛇毒蛋白(PLA)是一个特殊的蛋白质,在种和亚种之间有差别,而酸性和碱性 PLA 在科级具显著差别(陈运聪等,1983)。这些研究对分类标记进行探索,具有重要的分类学理论意义。

2.3 蛋白质或同工酶用于物种起源及其演化研究

2.3.1 珍稀动物的起源、分化与保护

滇金丝猴 *Rhinopithecus bieti* 和菲氏叶猴 *Presbytis phayrei* 都属于保护生物学家关注的动物,其起源和进化潜力如何,是较受关注的研究内容之一。研究者比较分析了血红蛋白和几种同工酶,表明金丝猴和叶猴是 *Mesopithecus* 两个不同的后裔,在不同的生态位中继续发育。金丝猴起源于横断山脉,各个种在各自的进化历程中不断发展。叶猴是由扩散中心(印巴次大陆)至东南亚,再沿河谷或低地伸进我国的南部,只因地理隔离或栖息环境条件的影响,成为不同的地理亚种(许金菊和唐承奎,1990)。对 7 只滇金丝猴的 50 种血液蛋白和同工酶的分析结果表明,滇金丝猴拥有相当单纯的基因库,其遗传多样性在蛋白质水平上极其贫乏。该事实说明,现生滇金丝猴种群可能拥有为数很有限的共同祖先,在进化过程中可能经历过“瓶颈效应”(Su and Shi, 1995; 丁波等,1997)。这为滇金丝猴的起源及其演化的进一步探讨提供了有力的佐证。

对大熊猫 *Ailuropoda melanoleuca* 和亚洲黑熊 *Ursus thibetanus* 的研究表明,大熊猫的同工酶和蛋白多态性无显著地区差异,大熊猫群体杂合度较低,提示种群内可能存在严重的近交;而黑熊存在丰富的地区间和地区内的多态性(张亚平等,1997; 丁波等,1997)。

这些研究从另一侧面说明,金丝猴、大熊猫等物种种群和数量的减少,致使它们目前处于濒危状态,并不完全是现时人类活动的影响和生态环境变迁的结果,遗传背景单一是不可忽视的重要因素。这类研究同时为珍稀动物的保护研究提供了资料,也为制定相应的保护对策提供了新的思路。

2.3.2 家畜家禽的起源、演化与新品种的培育

对家畜的研究多集中在牛和猪的品系、亲缘关系及起源演化方面,其中黄牛的血液蛋白多态性研究较为引人注目。研究者对我国 20 个黄牛品种 2 217 个个体进行了遗传学研究,根据 6 种血液蛋白位点 26 个等位基因的频率以及 Y 染色体的形态特征,结合表型特征进行分析,结果表明,中国现代黄牛可能起源于普通牛 *Bos taurus* 和瘤牛 *B. indicus* (陈幼春等, 1990)。对独龙牛 *B. frontalis* 的研究表明,云南贡山和福贡独龙牛群体同来自缅甸的独龙牛为同一个种(聂龙等, 1995)。研究结果还认为徐闻黄牛和海南黄牛应合称雷琼黄牛;文山黄牛可能是瘤牛起源,与巴厘牛可能也有一定的血缘关系;迪庆黄牛可能主要是普通黄牛起源(聂龙等, 1997)。对我国西南地区的地方品种猪及越南野猪 *Sus scrofa* 进行 35 种血液蛋白和 42 个同工酶遗传座位的电泳分析。在所检测的 42 个蛋白座位中,只发现 6 个座位有多态性,且基因型和基因频率相似程度高。由此推测滇、黔小型猪具有一个较为晚近的祖先,很可能都来自少数的几头野猪。滇南小耳猪、藏猪、明光小耳猪之间的距离较远,表明地理隔离和种群的遗传分化之间有一定的关系(丁波等, 1997)。对北京鸭与绿头鸭 *Anas platyrhynchos*、赤膀鸭 *A. strepera* 及斑嘴鸭 *A. poecilorhyncha* 卵清蛋白的比较研究显示,北京鸭可能起源于绿头鸭(刘如笋等, 1979)。

这些工作不仅在理论上探讨中国家畜、家禽的起源,以及各品种的相互关系,提供它们遗传背景的基础资料,更重要的是许多地方古老品种及其野生近缘种所具有的丰富的遗传多样性是一项宝贵的财富,有助于家畜、家禽的遗传育种,但由于受到蛋白质(同工酶)研究的局限性,难以深入下去。

2.3.3 动物的分类与亲缘关系探讨

猕猴类各种间的系统进化关系曾有不少报道,但不同的学者观点不尽一致。对猕猴属 *Macaca* 5 个种 29 个受试个体的蛋白多态性进行电泳分析,其结果表明猕猴属内种间分化关系复杂,在熊猴 *M. assamensis*、红面猴 *M. arctoides* 和藏猴 *M. thibetana* 的相互关系上,不同的系统树都支持恒河猴 *M. mulatta* 和食蟹猴 *M. fascicularis* 的亲缘关系较为接近的观点(王文等, 1997)。这一结果印证了以往对猕猴的研究。

采用 PAGE 电泳法,对 3 种胡子鲶及其杂种一代的 6 种组织所作的 LDH 同工酶电泳比较研究结果表明,斑点胡子鲶 *Clarias macrocephalus* 和革胡子鲶 *C. lazera* 均较胡子鲶 *C. fuscus* 进化,两种鲶均与胡子鲶具有较密切的亲缘关系(郭国民等, 1990)。此项研究对胡子鲶的遗传育种有很重要的意义。金鱼的养殖在我国有着悠久的历史,各品种之间的亲缘关系变得复杂和模糊,单凭外部形态已极难判断它们的关系,而通过蛋白质和同工酶的分析可进行种内分类,阐明金鱼品种间的亲缘关系(王长城等, 1991)。对我国不同产地的乌龟 *Chinemys reevesii*,以及分属于不同亚科的大头平胸龟 *Platysternon megacephalum*、黄缘闭壳龟 *Cuora flavomarginata*、四眼斑水龟 *Sacalia bealei* 等 4 种龟类血清蛋白的研究结果表明,黄缘闭壳龟和四眼斑水龟相近似,与乌龟差别较大;大头平胸龟与其余 3 种龟均不相同,差别更为悬殊。因此,使龟类间的亲缘关系得以明确(鄂未远等, 1984)。

2.3.4 蛋白质或同工酶用于分类系统进化研究的争议

蛋白质或同工酶用于研究系统进化也存在一些争议。例如,有人认为蝮属 *Agkistrodon* 各种蛇毒蛋白的电泳比较对鉴别毒蛇的亲缘关系有参考价值(赵尔宓等, 1981)。对几种蝮属蛇毒蛋白的研究也表明,不同地区采集的同一蛇种蛇毒样品的双向电泳图谱基本一致,

而且随蛇种亲缘关系的疏远,从亚种间、种间到属间样品的双向电泳图谱差异越来越大,说明蛇毒蛋白的双向电泳图谱在一定程度上反映了毒蛇的亲缘关系(蒙义文等,1983)。也有人认为,蛋白质或同工酶用于分类系统进化研究会受到其他非遗传因素的影响,如不同环境条件下的分子进化速率不同,产生不当结论(蒋龙富,1983)。由此可见,采用蛋白质或同工酶进行分类系统进化研究,应对结论持慎重态度。

利用蛋白质或同工酶进行分类系统进化研究的工作多见于20世纪80年代前后,90年代也有人作过一些,但为数甚少。目前专门利用蛋白质或同工酶来进行分类系统进化的研究不多,只在利用蛋白质进行其他研究时提到。而且随着DNA分子生物学的研究,这方面的工作正逐渐为人们所放弃。究其原因:其一,蛋白质的纯化和测序不如核酸分子容易,蛋白质的纯化需要很复杂的程序;其二,用作蛋白质研究材料的处理保存不如DNA方便,液体保存效果不如核酸;其三,蛋白质研究需要大量的样品来获得可靠的群体统计数据,而DNA的研究需要样品量少,一个细胞中就含很多mtDNA;其四,蛋白质序列的信息量少,核酸的某些变化在相应的蛋白质序列中反映不出来;其五,蛋白质或同工酶的电泳图谱是基因控制位点的表型反映,DNA才是其本质,随着DNA分子生物学的研究,工作能深入到新的层次。

3 采用DNA分子特征进行的分类系统进化研究

生物DNA的碱基序列顺序中隐藏着生命的历史信息,生物的外观形态及体内生物大分子的合成受基因控制。在进化演变过程中,生物体内外环境作用导致的变异首先发生在基因上,这些变化通过基因控制蛋白质、部分核糖体等生物大分子的合成,进而影响细胞、组织、器官等的形态(于宁等,1996)。也就是说,生物体的外部形态受本身遗传基因控制,基因的差异可反应到外部形态。反之,外部形态的差异可通过基因的差异来确定。不同的DNA片段进化速率不一样,可根据研究的需要来选择不同的DNA片段进行系统学研究。种、属级的研究可采用进化速度快的DNA片段,而科以上的分类阶元可采用进化速度较慢的DNA片段来比较(黄原,1998)。

3.1 研究对象和研究方法

现阶段用于DNA分类系统进化研究的脊椎动物材料可以是未经处理的新鲜标本或冷冻保存标本,也可以是固定液保存的血液、淋巴液、卵、羽髓、肌肉、毛发等(张亚平等,1997;肖武汉等,1997;黄原,1998),甚至干制的标本也可以用来提取DNA(兰宏等,1995;崔雨新等,2000)。差异仅表现在材料的保存情况不同,所提取的DNA质量和数量以及提取的难易程度不同。

在所研究的DNA分子中,研究得最多的是线粒体DNA(mtDNA)。脊椎动物mtDNA是共价闭合的环状双链DNA,分子量小,拷贝数高,基因组结构简单、稳定,呈母系遗传,不易发生重组,进化速度相对较快。由于mtDNA序列的高度歧序,可以有效地用于种内不同种群及近缘种的研究(张亚平等,1990,1991,1992)。其次,还有细胞核内的小卫星DNA、微卫星DNA、单拷贝DNA及核糖体DNA(rDNA)。rDNA是一类中等重复的DNA序列,重复单元均由非转录间隔区(NTS)、转录间隔区(ITS)和3种rRNA(18S RNA, 5.8S RNA, 28S RNA)基因编码区组成(兰宏等,1993)。rDNA在进化过程中表现出高度的保守性,在分类上可用于高级阶元的研究。但由于rDNA遵循协同进化,种内个体间重

复单元的序列差异不大,且 NTS 区的变异速率较快,可用于识别种(亚种)(黄原,1998)。

采用 DNA 性状研究分子系统进化,国内目前主要采用限制性片段长度多态法(RFLP)(何正权等,1999;贾永红等,1999)、DNA 指纹图谱技术(DNAfp)(兰宏等,1993)、随机扩增多态 DNA 技术(RAPD)(丁波等,1999;沈曦等,1999)以及 DNA 片段测序技术(肖武汉等,1997;陈永久等,2000)。这几种方法或者被独立使用,或者被结合使用,但是随着 DNA 全自动序列分析技术的发展,分子系统学的工作开始集中于 DNA 序列的分析,如细胞色素 b (cyt b)、ND4L 和 ND4 基因序列的测定等(肖武汉等,1997;张四明等,1999;陈永久等,2000)。

3.2 DNA 用于起源及物种分化的研究

3.2.1 从核 DNA 的含量推测起源

通过对马口鱼 *Opsariichthys bidens*、骨唇黄河鱼 *Chuanchia labiosa*、巨须裂腹鱼 *Schizothorax macropogon*、齐口裂腹鱼 *S. prenanti*、重口裂腹鱼 *S. davidi*、花斑裸鲤 *Gymnocypris eckloni*、鲢鱼 *Cirrhinus molitorella*、白甲鱼 *Varicorhinus simus*、泉水鱼 *Semilabeo prochilus*、墨头鱼 *Garra pingi*、异鳔鳅 *Gobiobotia boulengeri*、短身鳅 *G. abbreviata*、鳗鲡 *Anguilla japonica*、似鲑高原鳅 *Triphophysa siluroides* 等 14 种淡水鱼类细胞核 DNA 含量的测定,结合已有资料,研究者讨论了迄今已研究的 58 种淡水鱼(主要为鲤科 Cyprinidae 鱼类)DNA 含量的变异特征。其结果表明,进化上较高等的合鳃目 Synbranchiformes、鲈形目 Perciformes 和颌针鱼目 Beloniformes 等鱼类一般具有较低的 DNA 含量,而进化上较低等的鲤形目 Cypriniformes 及鲇形目 Siluriformes 鱼类多具有较高的核 DNA 含量。提示在鱼类的进化过程中, DNA 含量的变异与物种的系统进化呈负相关,提出软骨鱼类可能存在进化上的多倍性,并推测马口鱼的起源也可能存在进化上的多倍性(任修海和崔建勋,1994)。这对物种的起源和进化研究有一定意义。但这方面的工作不多,究其原因主要是核 DNA 含量所提供的信息量少,很大程度上带有定性研究的特点,不易深入下去,且核 DNA 含量很难用于一个类群中相近物种亲缘关系的探讨。

3.2.2 DNAfp 或 RFLP 技术研究物种起源分化

鳄是一类很古老的爬行类,对现有鳄类的研究有助于揭示物种的进化。采用 DNAfp 技术研究的结果表明,扬子鳄 *Alligator sinensis* 与同产于淡水的密河鳄 *A. mississippiensis* 关系并不最近,而与泰国鳄 *Crocodylus autus* 有更近的亲缘关系,与湾鳄 *C. porosus* 次之,与密河鳄的关系最远。研究者提出扬子鳄与泰国鳄在 3 500 万年前有共同祖先,与湾鳄在 4 500 万年前有共同祖先,而与密河鳄的共同祖先则远在 6 500 万年以前;扬子鳄与泰国鳄同是在亚洲发生的较年轻的鳄类(莫鑫泉等,1991)。这一结果与传统观点的冲突十分显著,因此,鳄类的自然系统究竟如何,是一值得继续研究的问题。

麂属 *Muntiacus* 起源和进化是一个令人迷惑而又饶有兴趣的问题,麂属各种间染色体核型特征各不相同,其演化过程很有规律。对麂属动物 4 个现生种的起源和进化关系研究提示,在现生鹿类中,贡山麂 *M. gongshanensis* 与黑麂 *M. crinifrons* 的亲缘关系最近,分歧时间约在 60 万年前。这一时期正是地质史上的冰河时代,可能由于地质条件的剧烈改变,这两个种的祖先类群分离成两个相互隔离的地理类群,再向各自特化的方向演化为两个独立的物种;而赤麂 *M. muntjak* 和小麂 *M. reevesi* 的分歧时间大约在 200 万年前(兰宏等,1993)。利用三种不同的探针和 12 种限制性内切酶,对麂属动物及其近缘种的 rDNA 重复

单位进行研究。结果表明,鹿属动物各个物种之间,rDNA 重复单位的平均差异值约为 0.8%,远远小于姬鼠属 *Apodemus* 内物种间的序列差异。结果表明鹿属可能是一个非常年轻的物种群,根据序列值与分歧年代的初步相应关系,鹿属各物种的形成时间大约在距今几百万年前(兰宏等,1993)。在相对较短的时间内,鹿属就发生了强烈的物种分化,说明其进化潜力丰富。

对 14 种猛禽的 mt DNA 所作的 RFLP 分析结果表明种间遗传距离最小的是金雕 *Aquila chrysaetos* 和草原雕 *A. nipalensis* ($P=0.960$),最大的是金雕和兀鹫 *Gyps fulvus* ($P=19.15$),种间平均遗传距离 $P=13.25$,表现出丰富的种间遗传多态性。最后构建了 11 种鸟类的分子系统树,并对该类群的起源及其进化进行了初步的探讨(Li 等,2000)。

对家畜的研究有助于优良品种的选育。采用 RFLP 法对贵州黄牛 4 个地方品种和 1 个育成品种的 mt DNA 多态性研究,发现贵州黄牛有两种类型的 mt DNA 分子,即普通黄牛和瘤牛类型(何正权等,1999)。采用同样的方法研究贵州 4 个山羊品种,推测贵州山羊 mt DNA 的两种单倍型可能来源于两个母系祖先,其分化时间约在 19 万年前(贾永红等,1999)。对猪的品系也有类似的研究(黄勇富等,1998;吴开平等,2000)。

3.2.3 DNA 测序技术研究物种起源分化

DNA 一级序列是最直接的遗传信息,是遗传多样性的根本体现。DNAfp、RFLP、RAPD 等技术都是间接反映 DNA 序列,唯有 DNA 测序技术是直接反映 DNA 的一级序列。在 20 世纪 90 年代末期,DNA 测序技术用于系统进化的研究工作剧增,并采用此种方法对前人的某些工作进行了再研究。

例如,利用 DNA 分子特征对犬科 Canidae 动物的研究,先后采用了 RFLP 研究 mt DNA (兰宏等,1996),DNA 测序法分析研究线粒体 cyt b 基因序列(陈永久等,2000)。前一种方法构建的分子系统树认为,犬属 *Canis* 与狐属 *Vulpes* 的关系较为接近,貉属 *Nyctereutes* 是一个较早分化的独立分支;后一种方法的结果表明,非洲野犬最先从犬科动物中分化出来,犬属的狼 *C. lupus*、犬 *C. familiaris* 和西门豺 *C. simensis* 为独立的一支,且分歧时间较赤狐 *V. vulpes*、蓝狐 *V. arctica* 和貉 *N. procyonoides* 早,与形态分类的观点基本吻合。采用的方法不同,研究的结果也存在差异,这种分歧将促进犬科动物的研究。

以 RFLP 法对红腹锦鸡 *Chrysolophus pictus* 和白腹锦鸡 *C. amherstiae* 的 mt DNA 进行分析,其结果表明红腹锦鸡与白腹锦鸡的分化较晚,关系密切,可能还未形成 2 个独立的物种,而只是 2 个亚种(张亚平等,1991)。近期对 2 种锦鸡的 cyt b 基因序列的研究表明它们的分化时间至少为 170 万年,支持这 2 种锦鸡为 2 个独立种的观点(向余劲攻等,2000)。上述结论的分歧是由于采用的方法不同或是所研究的基因片断存在差异造成的,还是其他的原因所致,有待进一步的研究。

事实表明,分子生物学采用的方法不同,结果存在差异,导致结论的不确定性;同时也说明分子生物学用于系统进化研究仍存在一定不足,只有在实践中与宏观生物学相结合才能发挥更大的优势。由于 DNA 一级序列是生物体最本质的遗传信息,因此,DNA 测序在今后一段时间仍将是研究热点。

3.2.4 系统进化分子标记的探索

在 DNA 的系统进化研究方面,值得一提的是趋化因子的发现及其受体基因家族的系统进化研究。对趋化因子和趋化因子受体的氨基酸序列分析表明,趋化因子受体的进化速

率不同, 基因家族成员的分化早于脊椎动物的分化, 不同物种同一种基因的聚类关系能较好地反映物种间的系统发育关系(郑向忠等, 2000), 这项工作有助于分子系统进化研究理论方面的探索。

3.3 DNA 用于分类及亲缘关系的研究

3.3.1 解决分类争议或提供分子分类性状

我国蝮属 *Agkistrodon* 蛇类的分类历来争论颇多。采用 RAPD 技术研究 5 种蝮属蛇类, 结果认为不同地区的中介蝮 *A. intermedius* 间有一定遗传距离, 种下分化较大, 而蛇岛蝮 *A. shedaoensis* 与中介蝮各种群间的遗传距离更大, 支持将蛇岛蝮升为种; 甘肃与陕西高海拔地区的蝮蛇可能均属高原蝮 *A. strauchii*; 乌苏里蝮 *A. ussuriensis* 是一有效种(沈曦等, 1999)。而最近对蝮亚科 *Crotalinae* 的 6 种蛇 8 个个体约 370bp 线粒体 12S rRNA 基因序列测定研究, 其结果支持尖吻蝮 *Deinagkistrodon acutus* 形态学的属级分类地位; 提示蛇岛蝮位于黑眉蝮 *A. saxatilis* 的蛇岛亚种地位, 短尾蝮 *A. brevicaudus* 和乌苏里蝮同位于种级分类地位(周继亮等, 2000)。两项研究均采用了分子生物学的手段, 但结论略相悖, 与研究的目标基因或技术有关, 还是研究对象本身变异所致, 仍有必要深入探究。

灵长类中, 白头叶猴 *P. francoisi poliocephalus* 的分类地位一直是一个有争议的问题。为确定白头叶猴的分类地位, 采用 RAPD 技术分析了菲氏叶猴、紫面叶猴 *P. senex*、长尾叶猴 *P. entellus*、黑叶猴 *P. francoisi*、白头叶猴共 13 个个体的 DNA 性状。根据遗传距离建立的系统树显示, 黑叶猴与白头叶猴亲缘关系最近。系统树和 t 检验结果表明, 白头叶猴与黑叶猴之间遗传差异水平较低, 近期两者间可能存在基因流, 支持白头叶猴是黑叶猴的一个亚种的观点(丁波等, 1999)。对于灵长类分类有争议的类群, 如懒猴、猕猴、长臂猿等类群的分类利用 DNA 特征也作了大量工作(宿兵等, 1997; 王文等, 1997), 提出了充分的 DNA 分子证据, 对以往的分类观点或支持或反驳, 对分类学的发展起到了积极推动作用。

此外, 对啮齿 Z 类和鸟类的研究也有类似的工作(张亚平等, 1991; 于宁等, 1996; 姜海英等, 2000; 余劲攻等, 2000)。

3.3.2 亲缘关系的确定及理论探讨

近年来, 一些鱼类学者对鲟形目 *Acipenseriformes* 鱼类的 DNA 分类、亲缘关系及进化作了许多工作(张四明等, 1999; 张四明等, 2000)。特别是发现中华鲟 *Acipenser sinensis* 的 mt DNA 控制区存在数目不等的串联重复序列, 对这种串联重复序列的研究表明, 其碱基差异的大小与亲缘关系的远近呈正相关(张四明等, 2000), 为亲缘关系的研究增添了新的分子标记。

采用 RAPD 技术对裂腹鱼进行的研究结果表明, 中甸叶须鱼 *Ptychobarbus chungtienensis chungtienensis* 与格咱叶须鱼 *P. chungtienensis gezaensis* 没有形成独立的分支, 2 亚种的亲缘关系非常近。其结果还表明用 RAPD 技术分析一些遗传差异较大的类群, 可能会出现个体之间遗传距离接近或达到 100% 的情况, 从而无法探讨其相互间的亲缘关系(陈自明等, 2000)。这项研究对 RAPD 技术的适用范围进行了探讨, 有一定实践意义。

DNA 特征用于物种的系统进化研究, 人们做了许多工作(王文等, 1997; 丁波等, 1997; 宿兵等, 1997), 但其结果都不太理想。其原因主要有二: 一是基因组所含的 DNA 片段太

多,而研究受到时间、人力、资金等因素的限制,不可能研究所有的 DNA 片段。这样,仅通过一段或几段 DNA 特征所提供的侧面情况来分析一个类群复杂的系统进化,许多进化细节将无法弄清。二是分子进化反映的是生物大分子的亲缘关系,研究的是不同种属生物体中同源生物大分子在一维线性结构上的差异程度,而不是种属间的差异程度或亲缘关系,分子只有在二维、三维时才能充分体现其功能(刘次全等,1990)。因此,分子进化在一定程度上可以揭示物种进化,但不可能完全反映物种进化。

4 总结与展望

近 20 年,国内在利用分子特征研究脊椎动物的分类、系统进化方面取得了长足的发展,总的趋势是向着更先进、更方便、更快捷、更低廉的方向发展,其实验技术和数据分析日臻完善。在 20 世纪的 80 年代及 90 年代初期,分子特征的研究主要集中于蛋白质;而近十多年来,以 DNA 分子的研究居多。DNA 的研究也从间接反映 DNA 序列到直接测定 DNA 序列。在蛋白质或同工酶的研究中,鸟类的研究比较薄弱;在 DNA 的研究中,两栖类的研究几乎没人做过;而做过的类群也主要集中于较受公众关注的动物,或者与人类的生活较密切的类群。

虽然分子生物学的研究目前比较热门,但分子生物学在脊椎动物的分类系统进化研究中也存在不足:其一、分子分类不如形态分类直接、方便。分子分类必须获取必要的材料进行实验分析、数据处理,才能得出结论。它涉及到一系列复杂的分离、提取、检测以及数据分析与结果解释等。其二、各分类阶元间的差异程度没有明确标准。所分析的不同种群样品间的分子特征差异要达到什么程度才可将这些种群算作不同的亚种、种、属或以上分类阶元群。其三、费用高昂。分子系统学研究所用的许多专门设备和试剂价格昂贵,不可能在物种的分类系统进化研究中广泛应用。

尽管分子系统学存在不足,但分子生物学技术解决宏观分类中有争议的问题起着越来越重要的作用。随科学技术的发展,分子生物学技术的改进及计算机分析技术的完善,人们可综合考虑动物的外部形态特征与内部分子性状,利用计算机分析得出该动物的分类及系统进化地位,并将各种动物的综合性特征存入世界范围的数据库,供研究人员查阅比较,使动物分类系统进化的研究更方便快捷。

参考文献

- 陈永久,张亚平,邹希明等.2000.犬科的线粒体细胞色素 b DNA 序列及其分子系统学研究.遗传学报,27(1):7~11
- 陈幼春,王毓英,常洪等.1990.中国黄牛生态种特征及其利用方向.见:中国农业科学院畜牧研究所编.北京:中国农业出版社,3~25
- 陈运聪,武祥福.1983.蛇毒磷酸酯酶 A₂ 的分类意义.两栖爬行动物学报,4(4):283~286
- 陈自明,陈毅峰.2000.用 RAPD 技术对特化等级裂腹鱼类亲缘关系的探讨.动物学研究,21(4):262~268
- 崔雨新,王小明.2000.鬣羚干皮标本中的 DNA 提取和 PCR 扩增.四川动物,19(1):16~18
- 丁波,宿兵,张亚平.1997.熊超科的分子进化与遗传多样性.见:胡志昂、张亚平(主编).中国动植

- 物的遗传多样性. 杭州: 浙江科学技术出版社, 27~45
- 丁波, 宿兵, 王文等. 1997. 金丝猴的分子进化与遗传多样性. 见: 胡志昂、张亚平(主编). 中国动植物的遗传多样性. 杭州: 浙江科学技术出版社, 46~59
- 丁波, 聂龙, 兰宏等. 1997. 猪的遗传多样性. 见: 胡志昂、张亚平(主编). 中国动植物的遗传多样性. 杭州: 浙江科学技术出版社, 135~147
- 丁波, 张亚平, 刘自明等. 1999. RAPD 分析与白头叶猴分类地位的探讨. 动物学研究, 20 (1): 1~6
- 鄂未远, 陈素文. 1984a. 我国部分无尾两栖类眼晶状体蛋白的分子学探讨: I. 蛙科、树蛙科、姬蛙科中部分种类眼晶状体蛋白电聚焦及 SDS 凝胶电泳的比较. 两栖爬行动物学报, 3 (2): 25~32
- 鄂未远, 陈素文. 1984b. 我国部分无尾两栖类眼晶状体蛋白的分子学探讨: II. 盘舌蟾科、锄足蟾科、蟾蜍科中部分种类眼晶状体蛋白电聚焦及 SDS 凝胶电泳的比较. 两栖爬行动物学报, 3 (3): 1~4
- 鄂未远, 赵尔宓. 1984. 我国四种龟类血清蛋白的比较研究. 两栖爬行动物学报, 3 (4): 1~3
- 何正权, 张亚平, 简承松等. 1999. 贵州黄牛品种间的 mt DNA 的限制性片段长度多态性研究. 动物学研究, 20 (1): 7~11
- 黄勇富, 张亚军, 邱祥聘等. 1998. 猪线粒体 DNA 多态性与中国地方猪种起源、分化的关系. 遗传学报, 25 (4): 322~329
- 黄原. 1998. 分子系统学——原理、方法及应用. 北京: 中国农业出版社
- 贾永红, 史宪伟, 简承松等. 1999. 贵州四个山羊品种 mt DNA 多态性及起源分化. 动物学研究, 20 (2): 88~92
- 姜海英, 陆佩洪, 李悦民. 2000. 鹌鹑科五种鸟线粒体 DNA 序列变化与亲缘关系的研究. 遗传, 22 (1): 21~24
- 蒋龙富. 1983. 试论蛇类蛋白质和种属分类的关系. 两栖爬行动物学报, 2 (3): 63~65
- 兰宏, 施立明. 1993. 鹿属动物线粒体 DNA 多态性及其遗传分化. 中国科学 B 辑, 23 (5): 489~497
- 兰宏, 施立明. 1996. 四种犬科动物线粒体 DNA 分子进化. 动物学报, 42 (1): 87~95
- 兰宏, 施立明, 铃木仁. 1993. 鹿属 rDNA 限制性位点多态性及其系统进化. 科学通报, 38 (12): 1116~1119
- 兰宏, 王文, 施立明. 1995. 鹿属动物陈旧皮张标本的 DNA 提取及 PCR 扩增. 动物学研究, 16 (2): 146~152
- 李晶泉, 袁晓东, 王红伟等. 2000. 高速 PCR 用 DNA 聚合酶. 遗传, 22 (1): 39~40
- 刘次全, 黄京飞, 王莹. 1990. 分子进化中的一些问题. 动物学研究, 11 (2): 167~171
- 刘如箐, 钦俊德. 1979. 鸭属中几种鸭卵蛋白质的比较——对北京鸭起源的探讨. 动物学报, 25 (3): 288~291
- 蒙义文, 莫卫平, 徐维政等. 1983. 我国几种蝮属蛇毒蛋白的双向凝胶电泳图谱的比较. 两栖爬行动物学报, 2 (1): 9~13
- 莫鑫泉, 赵铁军, 秦鹏春. 1991. 扬子鳄的起源. 中国科学 B 辑, 23 (10): 1047~1053
- 聂龙, 施立明, 和向东等. 1995. 独龙牛遗传多样性及其种群结构的等位酶分析. 遗传学报, 22 (3): 185~191
- 聂龙, 陈永久, 兰宏等. 1997. 牛的遗传多样性. 见: 胡志昂、张亚平(主编). 中国动植物的遗传多样性. 杭州: 浙江科学技术出版社, 111~123
- 任修海, 崔建勋. 1994. 14 种淡水鱼类基因组大小变异的研究. 遗传, 16 (3): 17~20

- 沈曦, 周开亚, 王义权. 1999. 中国蝮属蛇类的 RAPD 分析. 动物学报, 45 (1): 40~48
- 宿兵, 王文, 张亚平. 1997. 懒猴的分子进化和遗传多样性. 见: 胡志昂、张亚平 (主编). 中国动植物的遗传多样性. 杭州: 浙江科学技术出版社, 63~64
- 宿兵, 陈永久, 刘瑞清等. 1997. 长臂猿的分子进化. 见: 胡志昂、张亚平 (主编). 中国动植物的遗传多样性. 杭州: 浙江科学技术出版社, 93~103
- 王爱民, 张晓岚, 李红叶等. 1992. 黄兔尾鼠和草原兔尾鼠两种脂酶同工酶的比较分析. 遗传, 14 (3): 29~32
- 王长城, 王春元. 1991. 金鱼肌浆蛋白和血清蛋白的研究. 遗传, 13 (5): 12~15
- 王可玲, 刘兰英. 1988 东海、南海带鱼肌浆蛋白的地理变异及其分种问题的探讨. 海洋与湖沼, 19 (6): 597~600
- 王可玲, 尹青. 1983a. 舟山近海带鱼与小带鱼肌浆蛋白、乳酸脱氢酶和肝酯酶的变化. 鱼类学论文集 (第 3 辑): 41~46
- 王可玲, 尹青. 1983b. 中国近海带鱼肌浆蛋白电泳图谱的初步分析. 海洋科学, 3: 43
- 王可玲, 刘兰英, 尤锋等. 1992. 南海带鱼遗传变异及其分类的研究. 海洋科学, 2: 69~72
- 王可玲, 张培军, 刘兰英等. 1993. 中国近海带鱼分种的研究. 海洋学报, 15 (2): 77~83
- 王文, 宿兵, 杨凤堂等. 1997. 中国猕猴类的分子进化和遗传多样性. 见: 胡志昂、张亚平 (主编). 中国动植物的遗传多样性. 杭州: 浙江科学技术出版社, 69~73
- 邬国民, 陈焜慈, 罗建仁等. 1990. 三种胡子鲶及其杂种 F1 的乳酸脱氢酶同工酶的比较研究. 动物学研究, 11 (3): 243~246
- 吴开平, 吴丰春, 魏开泓等. 2000. 五种品系猪亲缘关系的 RAPD 分析. 遗传, 22 (4): 217~220
- 向余劲攻, 杨岚, 张亚平. 2000. 白腹锦鸡和红腹锦鸡的遗传分化. 遗传, 22 (4): 225~228
- 肖武汉, 吴春花, 宿兵等. 1997. 福尔马林固定云南鲶的 DNA 提取及其细胞色素 b 基因序列分析. 动物学研究, 18 (3): 242, 252, 258, 284
- 熊全沫. 1992. 鱼类同工酶谱分析. 遗传, 14 (2): 41~44
- 许金菊, 唐承奎. 1990. 滇金丝猴和菲氏叶猴血红蛋白及几种同工酶的比较研究. 动物学研究, 11 (3): 178
- 杨玉华. 1983. 我国大蟾蜍 (*Bufo bufo*) 三个亚种的 C 带、Ag-NOR 以及血清蛋白、乳酸脱氢酶同工酶电泳的比较研究. 两栖爬行动物学报, 2 (2): 1~9
- 于宁, 郑昌琳, 施立明等. 1996. 鼠兔属 5 个种的分子分类及进化. 中国科学 C 辑, 26 (1): 69~77.
- 张四明, 邓怀, 汪登强等. 1999. 7 种鲟鱼类亲缘关系的随机扩增多态性 DNA 研究. 自然科学进展, 9 (9): 818~823
- 张四明, 张亚平, 郑向忠等. 1999. 12 种鲟形目鱼类 mt DNA ND4L-ND4 基因的序列变异及分子系统学. 中国科学 C 辑, 29 (6): 608~614
- 张四明, 吴清江, 张亚平. 2000. 中华鲟及相关种类的 mt DNA 控制区串联重复及其进化意义. 中国生物化学与分子生物学报, 16 (4): 458~461
- 张亚平, 施立明. 1990. 猕猴属五个种 mt DNA 多态性研究. 遗传学报, 17 (1): 23~33
- 张亚平, 陈欣, 施立明. 1991. 两种锦鸡和环颈雉线粒体 DNA (mt DNA) 的比较研究. 动物学研究, 12 (4): 389~392
- 张亚平, 施立明. 1992. 动物线粒体 DNA 多态性的研究概况. 动物学研究, 13 (3): 289~298
- 张亚平, 宿兵. 1997. 大熊猫的遗传多样性. 见: 胡志昂、张亚平 (主编). 中国动植物的遗传多样性. 杭

- 州: 浙江科学技术出版社, 7~18
- 张英培. 1989. LDH-C 基因和鱼类分类. 生态学杂志, 24 (5): 39~41
- 张英培. 1994. 分子分类的若干问题. 动物学研究, 15 (1): 1~10
- 赵尔宓, 吴贻夫, 武祥福等. 1981. 我国蝮属蛇毒的聚丙烯酰胺凝胶电泳比较——兼论蛇毒电泳在毒蛇分类上的应用价值. 动物学报, 27 (3): 213~217
- 郑向忠, 张亚平, 何丽平等. 2000. 趋化因子及其基因家族的系统进化分析. 遗传学报, 27 (8): 672~685
- 周继亮, 姚永刚, 黄美华等. 2000. 蛙科蝮亚科线粒体 12SrRNA 基因序列分析及其系统发育. 遗传学报, 27 (4): 283~289
- 周伟, 褚新洛. 1986. 云南鲤属 (*Cyprinus*) 鱼类的分类研究. 动物学研究, 7 (3): 297~306
- 周虞灿, 夏武平. 1981. 三种鼠兔血清蛋白和血红蛋白的电泳比较. 兽类学报, 1 (1): 39~42
- Li, Q. -W., J. Lin, et al. 2000. Studies on the evolution of mitochondrial DNA in 11 species of Accipitridae. *Acta Zoological Sinica*, 46 (2): 209~220
- Su, B., and L. M. Shi. 1995. Genetic diversity in the snub-nosed monkey as estimated by protein electrophoresis. *Conservation Biology*, 9 (4): 947~951

A REVIEW OF APPLICATION MOLECULAR BIOLOGY APPROACHES TO VERTEBRATE TAXONOMY AND EVOLUTION STUDIES

Zhou Wei, Zhou Yongwu, Pan Xiaofu

(Faculty of Conservation Biology, Southwest Forestry College, Kunming 650224)

Abstract The development of molecular biological technology has impelled improvement of relative discipline, and formed many inter-disciplines and rim-disciplines. In the facts, that molecular biology was applied to research of systematics and evolution in vertebrates can not only provide some molecular evidences for some classificatory problems, but also offers some clues for systematics and evolution. The research result of vertebrate origin and differentiation prompted from other aspect that the decrease of some animal amount and population were not all affected by nowadays activity of humankind and rapid transition of ecological habitat. But it can also be resulted from single genetic background, i. e. current population were only descents of few ancestor individuals in history. It offered new ideas for constituting preservation policies of rare and endangered animals. Some vertebrate species were studied with protein (isoenzyme), and then with DNA features, those deepened research jobs. However, the studied conclusion of molecular biology was not absolute perfection, the results on different DNA research of a species or a group can produced different molecular trees, or can't be accept because there was prodigious difference between molecular features and macro morphological classified result. The research joined molecular biology to taxonomy and evolution of vertebrate

and conservation and constant utilization just began, and there was a very broad perspective.

Key Words Molecular biology, Vertebrate, Taxonomy and systemic evolution

草地自然保护区植物多样性 管理对策的探讨

李连芳

(中国农业大学生物学院植物科学系, 北京 100094)

摘要 以河北省红松洼自然保护区为例,就植物多样性管理方面的几个重要问题展开讨论。结果表明:①缓冲区植物多样性程度明显高于核心区和实验区,植物返青时间明显早于核心区,所以围封仅适合于草地退化后的早期管理,待植被恢复后还应有适宜的食草动物干扰或一定量的割草,至少每年应及时去除枯落物;②最大多样性、最大均匀度、最大丰富度和最小生态优势度出现在3区的过渡地带,而最小多样性、最小均匀度、最小丰富度和最大生态优势度出现于核心区和缓冲区的中央,说明缓冲区与核心区临近地带具有边缘正效应;③草地生态系统的优势植物是以地面芽和地下芽为主,因此枯落物对群落景观的影响更为显著,在高生产力的草地围封后,地上枯落物迅速积累,形成厚厚的枯草层,限制核心区生境的异质性,进而使该区植物多样性降低。总而言之,草地自然保护区植物多样性的管理应坚持群落自然性、植物物种的进化及群落多稳态演替的原则;在保护区设置及管理中,要重视边缘效应的作用;群落中,枯落物对多样性的影响是值得深入研究的问题,保护区应采取主动管理的方法。

关键词 自然保护区 植物多样性 管理

传统的保护区管理模式为“保管式”的管理,保护区被强加于该地区,并且很少考虑当地人民的利益。实践证明,这种方式的保护往往是失败的。缓冲带和生物圈保护区是新一代的保护技术,遗憾的是,调查结果显示这些保护技术的应用和成功都很有限(世界资源,1993)。目前许多国家都在尝试新的保护措施,如生物区域管理,即在具有生物多样性保护价值的地区内建立管理制度,协调各方面,确定满足人类需求但又不损害生物多样性的发展方案。因此,如何更有效地实施自然保护以及更好地建设自然保护区是当今科学界面临的主要课题之一(全球环境问题与对策,1993)。

1 恢复草地保护区的自然性

自然保护的目的并不是简单地保护地球上的大量动植物物种,而是应在自然群落中保护它们,只有这样才能既保护物种,也保护了物种之间的关系及演化过程和生态过程。草地生态系统的形成是植物与食草动物长期互作和协同演化的结果,古生物学和古生态学研究结果表明(Peter等,1995)草食性大动物的干扰可能在被子植物进化历史的前半段是一个重要的生态学因素,在早白垩纪低纬度地区处于半干旱和季节性干旱带,从而促使杂草类形成早熟生殖(Progenesis)生活史。对现代植被的研究(Proulx和Mazumder,1998等)

结果也证明,食草动物的取食行为是能对植物群落产生显著影响的自然生态过程,而不是干扰。资源的可利用性和食草动物的取食压是塑造生态系统的两个互作的力量(Oksanen等,1981;Power,1992;Mazumder,1994)。由此可见,植物与食草动物的互作关系由来已久,保护区的管理必须考虑这一点。

红松洼自然保护区属山地草甸,群落以杂类草为主,生产力较高,由于降水充沛,植被演替速率较高,围封后群落很快将达到郁闭状态,进而导致植物多样性下降,苔草属等喜湿植物入侵,适口性好的植物减少,土壤中形成发达的草皮层,地表产生较厚的枯草层。如此的生境条件,将抑制土壤好氧微生物的生长,植物更新困难。因此核心区尽管生物量较高,但多样性程度低,且适口性好的植物较少。缓冲区由于每年割草,而且还有一定的干扰,所以生境异质性程度强,分化充分,斑块镶嵌复杂,为不同植物提供了多样化的生态位,所以植物多样性程度较高。由于没有枯草层和根层的抑制,植物返青时间明显早于核心区。实验区目前普遍存在过牧情况,植被不同程度地有退化现象。

综上所述,草地生态系统自然保护区的管理应该有别于其他类型的保护区管理。核心区的“绝对保护”并不能达到预期的目的,围封仅适合于草地退化后的早期管理,待植被恢复后还应有适宜的食草动物干扰或一定量的割草,至少每年应及时去除枯落物。只有这样,我们才能既保护草地原有的生态过程,又保护了物种之间的关系及演化过程。

2 边缘效应与植物多样性的管理

野生动物学家 Leopold (1933) 曾提出边缘效应(Edge effect)的概念,他将在生态交错带内的物种数目和个体数目均多于邻近生态系统的现象称做边缘效应。1942 年 Beecher 发现在两个或多个不同生物地理群落交界处,往往结构复杂,出现不同生境种类共存,种群密度变化大,某些物种特别活跃,生产力也较高等现象,并将这种现象称为边缘效应。目前不同学者由于研究对象、目的和角度不同,对边缘效应的定义也有差异。总之,边缘效应是指在两个或多个自然形成或人为造成的异质环境的过渡带,具有独特属性的现象。早期的研究结果一般是生物交错带内生物多样性丰富(Beecher 1942; Leopold, 1933),而现代研究的结果表明,边缘效应具有正负两方面的影响(王伯荪等,1997;马世骏,1990;王如松等,1985;Alvares等,1988;Yahner,1988)。

已有的边缘效应研究一般是针对自然生态系统的不同群落间的交错带,而且大多集中于森林的研究。Fraver (1994) 对森林和农田之间的边缘效应进行过研究,结果表明物种组成及群落结构与相邻生态系统内部差异很大,而且物种的密度和丰富度均比邻近群落高,并且发现南坡较北坡具有更明显的边缘效应。Luczqj 等(1997)在森林和草地间的边缘效应研究证明,菌类、苔藓植物和灌木在丰富度上均明显表现出正效应。许多学者(奚为民等,1993;Casenace等,1995)证明林缘植物的多样性和多度都较森林内部高,而生态优势度则与物种多样性呈负相关。Harrison (1997)在对栖息地片断化研究中发现,森林残留地呈现正效应。当然也有负效应和边缘效应不明显(Chen等,1992)的报道。

红松洼自然保护区地处蒙古区系、华北区系和东北区系的交汇处,尽管在植物区系组成上较接近华北,但由于受蒙古区系和东北区系的影响,因此组成成分较其他区系的草甸更为丰富。在自然保护区中,由于管理方式的差异,在各分区间形成复杂的微环境,可以为植物提供更多样的生态位,有利于异质种群的生存,因此也会产生边缘效应。多样性方

面的研究表明最大多样性、最大均匀度、最大丰富度和最小生态优势度出现在 3 区的过渡地带,而最小多样性、最小均匀度、最小丰富度和最大生态优势度出现于核心区和缓冲区的中央。植物物种组成方面的观察结果也证明,在位于缓冲区与核心区临近地带具有边缘效应。在实地调查中,也发现往往在核心区和缓冲区之间植物物种比较多,其中既有核心区那些湿中生的植物,又有缓冲区中的较耐旱的植物如披碱草 (*Elymus dahuricus*)、无芒雀麦 (*Bromus inermis*)、华灰早熟禾 (*Poa botryoides*)、嵩草 (*Kobresia bellardii*)、鹅观草 (*Roegneria turczaninovii*)、毛蕊老鹳草 (*Geranium eriostemon*)、小黄花 (*Hemerocallis minor*)、穗花马先蒿 (*Pedicularis spicata*)、蓝花棘豆 (*Oxytropis caerulea*)、狐尾藻棘豆 (*Oxytropis myriophylla*) 等植物。

任何保护区都需要主动的管理,镶嵌格局是保护区维持植物多样性的基础,而边缘效应可以增加异质性,所以针对不同保护目的,对不同保护区采取科学的调控将大大提高保护区管理的有效性。山地草甸形成的气候因素多为温和湿润且降水充沛,该类草地具有丰富的中生草本植物,以杂类草为主,产草量高,演替快,群落结构复杂。以保护生态系统为目的的保护区应该开拓边缘,使保护区具有复杂的镶嵌格局。镶嵌格局必然导致生物多样性程度高,各种优良牧草均会找到适宜的生态位,使保护区最大限度地容纳草甸植物。

3 保护区管理中重视植物枯落物对植物多样性的影响

植物枯落物的积累使高生产力群落多样性降低的潜在作用一直被许多生态学理论所忽略。目前,已有一些研究表明较厚的枯落物层通过一系列机制,如遮荫和机械障碍等效应 (Goldberg 和 Werner, 1983; Carson 和 Peterson, 1990; Tilman, 1993; Facelli, 1994) 抑制物种的定居,能够限制生产性生境的多样性。植物枯落物通过直接或间接影响植物个体和种群,在植物群落发展中具有重要作用 (Sydes 和 Grime, 1981; Carson 和 Peterson, 1990; Facelli 和 Pickett, 1991)。已有的研究表明,植物枯落物具有正负两种效应。物种间互作的正效应已被生态学家重新认识 (Bertness 和 Callaway, 1994),植物枯落物在极度非生产性或干旱环境中研究物种互作中可能是一个重要因子,在这种环境中,至少量的枯落物就能够改善胁迫环境的条件,如水分胁迫 (Fowler, 1986; Willms 等, 1986; Hamrick 和 Lee, 1987)。枯落物抑制作用的例子常常在具有高生产力且不被干扰的环境中可以看到,在这里,枯落物的积累是非常高的 (Goldberg 和 Werner, 1983; Carson 和 Peterson, 1990; Tilman, 1993; Foster 和 Gross, 1997)。综合枯落物的作用,已有的研究认为,枯落物随营养和生产性梯度可以影响物种的多样性。Foster 和 Gross (1998) 研究了演替草地上氮营养和植物枯落物对物种丰富度的影响,以及对须芒草属的 *Andropogon gerardi* 建植的影响。结果表明生产力提高使物种丰富度降低,原因是有效地阻止了非优势杂类草物种的幼苗建植,也通过抑制萌发和成活使 *Andropogon gerardi* 的新个体减少。增加氮元素和不增加该元素的实验均表现为植物枯落物明显使物种丰富度下降,因此植物活的生物量与枯落物的效应不是互作的。相反,增加枯落物实验的结果表明,与营养状况有关的物种丰富度的下降很可能是由于枯落物增加的影响。总之,他们的研究表明在高生产力的演替草地上,枯落物和活的生物量在对物种丰富度的抑制作用方面是可替代的,这是由于它们都能够使光减弱到较低的水平。

由于草地生态系统的优势植物是以地面芽和地下芽为主,因此枯落物对群落景观的影

响更为显著。红松洼自然保护区属山地草甸，气候条件好，雨量充沛，土壤为黑土，属高生产力的草地。核心区围封后，地上枯落物年年积累形成了厚厚的枯草层。枯草层通过许多机制，如遮荫和机械障碍等效应抑制物种的定居及地面芽的更新生长，因此能够限制核心区生境的异质性，进而使该区植物多样性降低。此外，土壤种子库研究证明核心区土壤中并不缺乏禾本科植物，如老芒麦等植物的种子，但为什么群落中这些植物少，其原因就在于核心区枯草层太厚，抑制了优势植物以外的其他植物的定居和生长。

4 山地草甸类自然保护区的主动管理

自然保护区的建立并不意味着保护的成功，消极和被动的保护不但达不到保护的目的，反而在某些情况下会加剧生态系统的恶化。作者认为，所谓主动管理就是在保证群落自然性前提下，积极地采取一些管理措施，达到既维持各生物功能团（functional groups）正常的互作关系以及群落演替过程，又维持物种多样性及其进化过程的目的。Proulx 和 Mazumder（1998）将食草动物的取食行为看作是能对植物群落产生显著影响的自然生态过程，而不是干扰。对于山地草甸类自然保护区而言，无论是从草地的进化，还是从适宜的气候因素或植物多样性保护角度考虑，都需要主动的管理。从长远目标出发，简单的围封决不是最佳的保护手段。多样性、主要植物生长特性以及生物量积累和消长规律的研究一致表明缓冲区或核心区和缓冲区附近的表现最优，核心区的表现并非理想。

红松洼自然保护区属高生产力地区，我们的研究结果表明：核心区内枯草层厚，地上枯落物总量与其地上部分现存量接近，根层发达，土壤较湿润；植物物种组成成分简单，缺乏旱中生植物，禾本科植物少，而喜湿的灌木沼柳和草本的苔草属植物入侵并生长旺盛；多样性指数和均匀度一般均比缓冲区低，而生态优势度却比较高；该区产草量虽然高，但多为适口性不好的苔草和杂类草。缓冲区内植物物种组成丰富，既有中生植物，也有旱中生植物；禾本科植物较多，从老芒麦种群生物量积累规律上看，该区适宜本植物生长；多样性指数和均匀度一般均比其他各区高，而生态优势度低。由此可见，核心区的管理模式是一种消极和被动的管理。当然，要想达到最佳的管理目标，今后还应就主动管理的内容和形式进行深入细致的研究。

综上所述，山地草甸类自然保护区的管理有别于森林等类型保护区的管理，主动管理尤为重要。草地生态系统稳态的保持需要适度的干扰，草地植物多样性的维持需要生境的异质性。保护区围封一段时间后，允许少量食草动物在区内采食或允许适度割草；应适时去除部分枯草，必要时还可通过松耙等管理措施对草地进行主动管理。

5 生物多样性管理中植物物种的进化及群落多稳态演替思想

目前，保护区管理和生物多样性管理在物种水平上普遍忽略了植物进化方面的问题，物种数目通常被用作物种多样性的尺度，但是一个更为准确的尺度，即“分类学多样性”（《世界资源》1993），因为它不仅考虑了物种的数目，而且还照顾到物种间的关系。其实，我们保护或管理生物多样性并不是静止地或机械地维持物种的现状以及已有的物种关系，而是在此基础上，从群落或生态系统水平上对保护地进行整体调控和主动管理，进而既保护了现有物种及其关系，又保证了它们进一步发展和进化。

早期关于植被演替的理论大多强调顶极（Clements, 1916）或单一稳态模式（Mono-stable

state, Dyksterhuis, 1949), 这些理论普遍认为一种群落类型只有一种顶极或稳态, 就草地生态系统而言, 退化草地所发生的逆行演替, 能够通过管理放牧或封育等措施使其恢复到原有稳态, 并且恢复过程与退化过程的途径相同, 只是方向相反 (Westoby, 1989)。在这种理论指导下, 保护区的管理是一种简单的“保管式”管理模式, 人们的观点是既然保护那就是将保护地围封起来, 不允许任何干扰, 以为只有这样才是真正的保护。

进入 20 世纪 90 年代, 越来越多的研究 (Smith, 1988; 1989; Hart 和 Norton, 1988; Wilson, 1989; Laycock, 1989; Westoby 和, 1989; Friedel, 1987, 1991) 表明单稳态具有局限性, 于是多稳态模式 (multiple stable states, Laycock, 1991) 一经提出, 便受到了普遍支持。多稳态模式给保护区管理和生物多样性管理指明了方向, 通过主动管理人们可以将生态系统维持在“理想”的稳态。红松洼保护区的研究结果表明, 核心区的绝对保护方式已使草地的演替朝向以喜湿植物和灌木为主的方向发展, 而饲用价值较高的禾本科牧草减少, 尽管土壤并不乏该类植物有活力的种子, 但优势植物以及枯落物和发达的根层等因素抑制了许多植物的定居和发育。所以该保护区应该采取主动管理, 不仅注意物种多样性保护, 而且要重视物种的进化及群落演替的过程, 通过对一些因素的调控使群落朝向“理想”的稳态发展。

参考文献

- 马世骏. 1990. 边际效应与边际生态学. 现代生态学透视. 北京: 科学出版社
- 王如松, 马世骏. 1985. 边缘效应及其在经济生态学中的应用. 生态学杂志, 2: 38~42
- 世界环境资源研究所等. 1992. 全球生物多样性策略
- 中国科学院生物多样性委员会译. 1993. 北京: 中国标准出版社
- 世界资源研究所, 联合国环境规划署, 联合国开发计划署. 1993. 世界资源报告 (1992~1993). 北京: 中国环境科学出版社, 175~189
- 李连芳, 王培, 王警龙等. 2000. 不同管理对山地草甸植物空间分布及生物量的影响. 草地学报, 8 (1): 30~36
- 李连芳, 王培, 殷甫络等. 1999. 红松洼草地自然保护区种子植物区系的研究. 中国草地, 5: 35~41
- 李连芳, 王培, 王警龙. 2000. 红松洼自然保护区植物多样性的研究. 草地学报, 8 (2): 88~96
- 李连芳, 王培, 殷甫络等. 1999. 不同保护措施对山地草甸植物多样性的影响. 草地学报, 7 (2): 106~112
- 李连芳, 王培, 殷甫络. 2001. 管理对华灰早熟禾生物量及株高分形关系的影响. 草地学报, 9 (2): 106~109
- 李连芳, 王培, 王警龙. 2001. 老芒麦种群地上生物量空间分布格局研究. 生态学报, 21 (7): 1209~1211
- 奚为民, 钟章成, 毕润成等. 1993. 四川缙云山森林林窗边缘效应的研究. 植物生态学与地植物学学报, 17 (3): 232~242
- 渠春梅, 韩兴国, 苏波. 2000. 片断化森林的边缘效应与自然保护区的设计管理. 生态学报, 20 (1): 160~167
- 廉振民, 于广志. 2000. 边缘效应与生物多样性. 生物多样性, 8 (1): 120~125
- Alvares, W. S., D. M. Waller and S. L. Sohim. 1988. Forests to deer: edge effects in Wisconsin. Conserv. Biol.,

2: 232~358

- Beecher, W. J. 1942. Nesting birds and the vegetation substrate. Chicago: Chicago Ornithological Society
- Bertness, M. D. and R. Callaway. 1994. Positive interactions in communities: a post cold war perspective. *Trends in Ecology and Evolution*, 9: 191~193
- Carson, W. P. and C. J. Petenon. 1990. The role of litter in an old-field community: impact of litter quantity in different seasons on plant species richness and abundance. *Oecologia*, 85: 8~13
- Chen, J., J. F. Franklin and T. A. Spies. 1992. Vegetation responses to edge environments in old-growth Douglas-fir forests. *Ecol. Appl.*, 2: 387~396
- Curtis, J. T. 1959. The vegetation of Wisconsin-An ordination of plant communities. Madison: University of Wisconsin Press, 657
- Cudis, J. T. 1956. The modification of mid-latitude grasslands and forests by man. In: Thoas W. L. ed. *Man's role in changing the face of the earth*. Chicago: University of Chicago Press, 721~736.
- Dyksterhuis, E. J. 1949. Condition and management of rangeland based on quantitative ecology. *Journal of Range Management*, 2: 104~115
- Facelli, J. M. 1994. Multiple indirect effects of plant litter affect establishment of woody seedlings in old fields. *Ecology*, 75: 1727~1735
- Facelli, J. M. and S. T. A. Pickett. 1991. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. *Botanical Review*, 57: 1~31
- Foster, B. and K. L. Gross. 1998. Species richness in a succession grassland : effects of nitrogen enrichment and plant litter. *Ecology*, 79 (8): 2593~2602
- Foster, B. L. and K. L. Gross. 1997. Partitioning the effects of plant biomass and litter on *Andropogon gerardi* in old-field vegetation. *Ecology*, 78: 2091~2104
- Fowler, N. L. 1986. Microsite requirements for germination and establishment of three grass species. *American Midland Naturalist*, 115: 131~145
- Fraver, S. 1994. Vegetation responses along edge to interior gradients in the mixed hardwood forest of the Roanoke River Basin, North Carolina. *Conserv. Biol.*, 8 (3): 822~832
- Friedel, M. H. 1987. A preliminary investigation of woody plant increase in the western transval and implication for veld assessment. *Journal of Grassland Society of Southern Africa*, 4: 25~30
- Friedel, M. H. 1991. Range condition assessment and the concept of thresholds: A viewpoint. *Journal of Range Management*, 44: 422~426
- Goldberg, D. E. and P. A. Werner. 1983. The effects of size of opening in vegetation and litter cover on seedling establishment of goldenrods (*Solidago* spp.). *Oecologia*, 60: 149~155
- Hamrick, J. L. and J. M. Lee. 1987. Effect of soil surface topography and litter cover on the germination, survival, and growth of musk thistle (*Cardus nutans*). *American Journal of Botany*, 74: 451~457
- Harrison, S. 1997. How natural habitat patchiness effects the distribution of diversity in California serpentin chaparral. *Ecology*, 78 (6): 1898
- Hart, R. H. and B. E. Norton. 1988. Grazing management and vegetation response. In: Tueller, P. T. ed. *Vegetation science applications for rangeland analysis and management*. Boston: Kluwer Academic Publishers, 494~525.

- Laycock, W. A. 1989. Secondary succession and range condition criteria: introduction to the problem. In: Lauenroth, W. K. and W. A. Laycock eds. Secondary succession and the evaluation of rangeland condition. Boulder: Westview Press, 1~15
- Laycock, W. A. 1991. Stable states and thresholds of range condition on North American rangelands: A viewpoint. *Journal of Range Management*, 44: 427~433
- Leopold, A. 1933. Game management. New York : Charles Scribner and Sons , 481
- Lurezaj, L., B. Sadwska. 1997. Edge effect in defferent groups of organism , vascular plant bryophyte and fungi species richness across a forest-grassland bordered. *Folia Jeobot. Phytotaxon*, 34 (2): 343~353
- Mazumder, A. 1994. Patterns of algal biomass in dominated odd-vs. Even-link lake ecosystems. *Ecology*, 75: 1141~1149
- Oksanen, L., S. D. Fretwell, J. Arruda and P. Niemela. 1981. Exploitation ecosystems in gradients of primary productivity. *American Naturalist*, 118: 240~261
- Power, M. E. 1992. Top-down and bottom-up forces in food webs: Do plants have primacy? *Ecology*, 73: 733~746
- Proulx, M. and A. Mazumder. 1998. Reversal of grazing impact on plant species richness in nutrient-poor vs. nutrient-rich ecosystems. *Ecology*, 79 (8): 2581~2592
- Smith, E. L. 1998. Successional concepts in relation to range condition assesement. In: P. Tueller. ed. Vegetation science applications for rangeland analysis and management. The Hague: Junk Publisher, 113~133
- Smith, E. L. 1989. Range condition and secondary succession: a critique. In: Lauenroth, W. K. and W. A. Laycock. Eds. Secondary succession and the evaluation of rangeland condition. Boulder: Westview Press, 103~141
- Sydes, C. and J. P. Grime. 1981. Effects of tree leaf litter on herbaceous vegetation in deciduous woodlands. *Journal of Ecology*, 69: 237~248
- Tilman, D. and S. Pacala. 1993. The maintenance of species richness in plant communities. In: Ricklefs, R. E., D. Schluter eds. Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives. Chicago: University of Chicago Press, 13~25
- Turner, I. M. and T. R. Corlett. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Tree*, 11: 330~333
- westoby, M., B. Walker and I.. Noy-Meir. 1989. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *Journal of Range Management*, 42: 265~273
- Willms, W. D., S. Smoliak, and A. W. Baily. 1986. Herbage production following litter removal on Alberta native grasslands. *Journal of Range Management*, 39: 536~540
- Wilson, A. D. 1989. The development of systems of assessing the condition of rangeland in Australia. In: Lauenroth, W. K., W. A. Laycock eds. Secondary succession and the evaluation of rangeland condition. Boulder: Westview Press, 77~102
- Yahner, R. H. 1988. Changes in wildlife communities near edges. *Conserv. Biol*, 2: 333~339

Discussion on strategies of plant diversity management in grassland Natural Reserve

Li Lianfang

(Depart of plant science, College of biology, CAU, Beijing, 100094)

Abstract Essential problems in plant diversity management were probed on the basis of researches in Hongsongwa Natural Reserve of Hebei province, China. The results showed that: (1) Plant diversity is the highest in the buffering area, and the grass resumed growth in the buffering area earlier than that the core area, so the enclosure measure is suitable for the early management after the grassland has degraded. The moderat interfering is necessary when vegetation has resumed. (2) The highest value of richness, evenness and diversity, the lowest value of dominance appear in the transition sites among 3 areas, while the lowest value of richness, evenness and diversity, the highest value of dominance exist in the centers of the core area and the buffering area, in which edge effect is positive. (3) The dominant vegetation species in grassland ecosystem are ground and underground bud plants, and litter has an important effect on grass community. When the high productive grassland were enclosed, the litter was accumulated which led to decrease in plant diversity in the core area. In general, the principle of nature, species evolution and multiple stable states of community must be followed in plant diversity management in natural reserve, and function of edge effect should be highly considered. The effect of litter on biodiversity in community is a problem that is worthy of our researching deeply, and management for natural reserve must be active.

Key words Natural reserve, Plant diversity, Management

塔里木河中下游脊椎动物 多样性持续利用研究的建议

王德忠 阿布力米提·阿布都卡迪尔

(中国科学院新疆生态与地理研究所, 乌鲁木齐 830011)

摘要 塔里木河是我国最长的内陆河,沿塔河中下游两岸的绿色走廊是阻止塔克拉玛干沙漠和库鲁克沙漠汇合的屏障。近些年来,沿岸生态环境恶化,造成了生物多样性的丧失。本地区生物多样性的持续利用是塔河流域生态环境整治的首要任务。

关键词 塔里木河 生物多样性

塔里木河是中国最长的内陆河,它位于世界第二大沙漠——塔克拉玛干沙漠的北部,总长度 2 437km,从三个源流(叶尔羌河、和田河、阿克苏河)汇合口到尾间台特玛湖的干流段,有 1 321km。塔里木河中下游是指从新疆尉犁县至台特玛湖的近 600km 长的河段。域内有尉犁县和新疆生产建设兵团农二师的 5 个团场,总人口约 14.3 万人。

塔里木河中下游光热资源丰富,大于 0℃ 的积温 4 558.8~4 661℃,年均日照时数 2 936~3 130h,太阳总幅射 15.07~15.24ka/m²,物产丰富,农业、畜牧业、林果业等为主导产业。

研究区域是古丝绸之路的所经之地,现有的位于附近的楼兰遗址和米兰古城,记录着历史上这一地区的繁荣和文明。这是一块神秘的土地,曾吸引着中外科学家、探险家到此进行科考活动。较著名的有普尔热瓦斯基(1876~1883)、斯坦因(1900~1916)、斯文赫定(1895~1954)、黄文弼和陈宗器(1927~1935)。解放后从 1959~1990 年中国科学院多次组织综合、专业考察,搜集了丰富的资料,为深入研究本地区的生物多样性及生态环境演变打下了基础。本文提出开展该地区生物多样性持续利用研究的建议。

1 自然条件

1.1 气候 本地区属暖温带大陆荒漠气候,年平均气温 10℃;1 月平均气温 -10.5℃,7 月平均气温 24.8;极端最高气温 40.6℃,极端最低气温 -25.0℃;无霜期 218 天。

1.2 降水 年降水量为 10~40mm,蒸发量为 1 880~2 910mm。

1.3 大风日、风沙日、沙尘暴、干热风等灾害天气 天数年平均为 180 天

1.4 地下水位 6~10m 不等。

1.5 地下水矿化度 高达 20~70g/L,地表水矿化度高达 10g/L。

2 塔里木河中下游是受损生态系统

2.1 塔里木河主要源流之一的孔雀河的尾间——罗布泊，曾是塔里木河下游最重要的湿地。历史上其范围最大时曾达到 5 000 多 km^2 ，1930~1931 年空测面积 1 900 km^2 ；1962 年的航测地形图上面积为 660 km^2 ；在 1972 年美国第一个人造地球资源卫星相片，罗布泊完全干涸。台特玛湖是塔里木河直接流入的湖泊，近百年来最大范围约 150 km^2 ，1962 年为 88 km^2 ，从 60 年代后期开始，由于塔里木河断流，另一主要来水河流车尔臣河偶尔有来水，湖的主体也已经干涸（宋郁东，2000 年）。从大西海子水库至台玛湖河段，全长 320 km，自 1972 年起基本断流（樊自立，1996）。

2.2 沿河两岸河谷林和草场面积缩小 1958~1978 年间，卡拉（下游起点）以下，胡杨林面积由 $5.4 \times 10^4 \text{ hm}^2$ ，减为 $1.6 \times 10^4 \text{ hm}^2$ ，减少 70%。草场严重退化，覆盖度由 1966 年 10%~15%，到 1976 年的 2%~4%，减少 80%（杨利普，1995）。

2.3 塔里木河水质发生变化，主要表现为矿化度增高。大西海子水库 1999 年放出水经 34 团水利监测站分析，矿化度为 7.2 g/l，80 年代为 1.0 g/l。卡拉水文站的河水矿化度测试，1977 年 7 月为 12.9 g/l，1981 年 7 月为 1.515 g/l，1991 年 7 月为 1.42 g/l，1997 年 7 月为 4.924 g/l（宋郁东，2000）。

2.4 塔里木河下游沙漠化土地逐年增加，从 20 世纪 70 年代中期到 90 年代中期沙漠化土地从 63.52% 上升到 85.57%，上升了 22.05%（周兴佳，2000）。

3 塔里木河下游脊椎动物受威胁现状

3.1 据文献记载，新疆虎（亦叫塔里木虎）（*Panthera tigris lecoqi* Schwarz）产于新疆孔雀河东至罗布泊、博斯腾湖附近以及塔里木河沿岸，但近 40 多年未再出现（谭邦杰，1981；高耀亭等，1987）。

3.2 一些世界性和我国特有种分布区缩小，种群数量锐减，如塔里木黄羊（鹅喉羚）（*Gazella subgutturosa yarkandensis*）、塔里木兔（*Lepus yarkandensis tarimensis*）、漠猫（中国亚种）（*Felis bieti chinensis*）、亚洲野猫（*Felis silvestris ornata*）、白尾地鸦（*Podoces biddulphi*）、塔里木鬣蜥（*Agama stoliczka tarimensis*）等。

3.3 珍贵稀有野生动物迁离此地。如野骆驼（*Camelu bactrianus*）迁往罗布泊东北部；塔里木马鹿（*Cervus elaphus yarkandensis*）野生的自然种群从 80 年代起在该地区绝迹，残留的种群迁往东南部的车尔臣河下游及西部的塔里木河中游安全地带避难。

3.4 我国特有的珍贵鱼类扁吻鱼（新疆大头鱼）（*Aspiorhynchus Laticeps*）在塔里木河干流绝迹。

3.5 塔里木河中下游一些湖泊、沼泽的干涸，使得在该湿地生活繁衍的多种水禽迁飞或绝迹。

4 脊椎动物多样性

调查区域在塔里木盆地东北隅，在动物地理区划上属古北界、蒙新区、西部荒漠亚区。鸟兽区系组成以中亚型荒漠成份为主体。调查区记录鸟类 132 种，兽类 26 种（谷景和，1993），鱼类 41 种（王德忠，1995），两栖类 1 种，爬行类 3 种。属于国家一级保护动物 7 种，二级保护动物 28 种；属于自治区一级保护动物 6 种，二级保护动物 6 种。

4.1 动物的生态地理分布类型

(1) 河湖沼泽类 以水禽、鱼类为主,具有代表性的鸟类为赤嘴潜鸭(*Nitta rufina*),红脚鹬(*Tringa t. totanus*)、黑鹳(*Ciconia nigra*);鱼类为新疆裸重唇鱼(*Diptychus dybowskii*),兽类如野猪(*Sus scrofa nigripes*)。

(2) 农田居民区类群 鸟类中代表种有红尾伯劳(*Lanius cristatus tisabellinus*)、紫翅椋鸟(*Sturnus vulgaris porphyronotus*)、环颈雉(*Phasianus colchicus tarimensis*)、家燕(*Hirundo r. rustica*)、家麻雀(*Passer domesticus bactrianus*);兽类中有大耳猬(*Hemiechnus auritus albulus*)、小林姬鼠(*Apodemus sylvaticus nangkiangensis*)。

(3) 阔叶林类群 爬行类代表种类有新疆鬣蜥(*Agama stoliczkana*)等;鸟类中代表种类有白翅啄木鸟(*Dendrocopos leuopterus*)、中亚鸽(*Columba eversmanni*)、红尾伯劳、白尾地鸦(*Podoces biddulphi*)、凤头百灵(*Galerida cristata*)等;兽类有塔里木兔(*Tarimolagus yarkandensis*)、子午沙鼠(*Meriones meridianus crypyorhinus*)等。

(4) 灌丛草地类群 鸟类中的代表种有白尾地鸦、漠鹀(*Oenanthe deserti atrogularis*)、紫翅椋鸟、白尾地鸦;兽类中代表种有小林姬鼠、子午沙鼠(*Meriones meridianus crypyorhinus*)。

(5) 盐生草甸类群 鸟类中代表种有毛腿沙鸡(*Syrrhaptes paradoxus*)、猛禽类及红尾伯劳等;兽类中代表种有子午沙鼠、短耳沙鼠(*Brachiones przewalskii*)。

(6) 荒漠类群 鸟类中代表种有毛腿沙鸡、楼燕(*Apus apus pekinensis* (S.));兽类中代表种有子午沙鼠、科氏倭三趾跳鼠(*Salpingotus kozlovi vinogradov*)。

4.2 生物多样性特点

本地区动物在极端环境下生活,形成了抗高温、严寒、耐盐碱等抗逆性,在动物界是不可多得的,是抗逆物种的品种库和基因库。

5 脊椎动物持续利用研究的建议

5.1 大西海子水库是塔里木河最后一个水库,是本区最主要的内陆人工湿地,它的功能是多方面的,对于本地区的生态环境来说它的作用是极其重要的。

以大西海子湿地为中心,选择塔里木河水流、泥沙、盐碱度和湿地动物(鱼类、鸟类),研究大西海子湿地对下游生态系统的影响,探索充分发挥极端干旱环境下湿地多功能作用的途径,为研究干旱区水域生态系统的结构、功能创出新路。

5.2 本区是人类经济活动干扰下形成的受损生态系统,不仅在国内,在国外也是生态学家关注的热点问题。鉴于塔河来水已受人工调控,塔河下游要恢复50~60年代的生态环境是不可能的。但塔河下游退化生态系统,其类型是多样的,探索不同类型受损生态系统恢复理论、方法、技术,为保护生物学、恢复生态学提供理论基础资料。

5.3 胡杨林系统是塔里木河流域特有的绿色走廊,是野生动物的栖息地;世界上胡杨林集中分布在中国和哈萨克斯坦,我国胡杨林面积的91.1%分布在新疆,新疆95%以上的胡杨林分布在塔河流域。胡杨林生态系统在维护本地生态环境、遏制风沙侵袭等方面起着主要作用。特别值得注意的是在塔河下游断水20年后,沿岸仍有原始和次生胡杨林生长。研究在塔河断水条件下沿岸胡杨林的生理、生态特征,野生动物的生态适应性,研究胡杨林生态系统的结构、功能,为生物多样性的保护和持续利用提供资料。

5.4 本区生物在极端环境下生活,在漫长的进化过程中,生物体本身形成了很强的抗逆

性。在生物多样性、遗传多样性研究方面,筛选动、植物的抗逆基因,培育家养动、植物新品种,为遗传多样性的保护和利用开创新路。

5.5 通过建立示范区探讨受损生态系统重建及退化生态系统恢复中动物种群恢复及种群复壮的理论、方法和模式。

参考文献

- 宋郁东等.2000.中国塔里木河水资源与生态问题研究.乌鲁木齐:新疆人民出版社
- 阿不力米提等.1990.列入国家重点保护的新疆野生动物及其现状.干旱区研究(2):24~26
- 樊自立.1996.新疆土地开发对生态与环境的影响及对策研究.北京:气象出版社
- 中国科学院新疆地理所编.1995.干旱区环境与绿洲研究.北京:科学出版社
- 周兴佳.2000.塔里木河流域沙漠化与防治.中国西部地区生态环境建设研究.北京:海洋出版社,100~109
- 王德忠.1995.塔里木河鱼类区系变化及土著鱼类保护问题.干旱区研究,12(3):54~59
- 谷景和.1993.塔克拉玛干沙漠及其周缘地带的脊椎动物区系.塔克拉玛干沙漠国际科学大会论文摘要汇编,88~89

A Proposes on Sustaining Utilization of Vertebrates Diversity in the Middle and Lower Reaches of Tarim River, Xinjiang

Wang Dezhong Ablimit Abdukadir

(Xinjiang Institute of Ecology and Geography, Chinese Academy of Science.
Urumqi, Xinjiang 830011)

Abstract Tarim river is the longest inland-river in China. It is the screen which prevents joining Taklimakan Desert and Kuruk Desert along the green-corridor in two sides of Tarim river's middle and lower reaches. In recent years, the deterioration of ecological environment along banks caused loss of biodiversity. It is the most important task to dredge ecological environment of valley in Tarim River for sustaining utilization of Vertebrates diversity in this region.

Key Words Tarim river, Vertebrates diversity

物种多样性与植物凋落物分解的 相互关系：研究概述^{*}

¹孙书存 ¹安树青 ¹刘茂松 ²高贤明

(¹南京大学生物系, 南京 210093; ²中国科学院植物研究所, 北京 100093)

摘要 本文主要概述了物种多样性对植物凋落物分解的影响, 并讨论了植物凋落物对物种多样性的可能潜在作用。物种多样性往往引起凋落物的混合, 改善土壤小型节肢动物和微生物群落的结构和功能, 最终加速凋落物的分解。反过来, 植物凋落物能够通过物理覆盖和生化作用影响植物的种子萌发和幼苗建立, 从而影响群落的植物物种多样性。这种相互作用无疑对群落结构和动态演替具有重要意义, 因而值得深入研究。

关键词 物种多样性 植物凋落物 群落演替

“生物多样性在生态系统功能中的作用”一直是 IUBS、SCOPE 和 UNESCO 等国际联合组织研究项目的核心内容(马克平等, 1994; 陈灵芝等, 1997); 也是当前国际生态学研究的热点和前沿领域(Schulze 和 Mooney, 1993; Grime, 1997; Chapin 等, 2000; McCann, 2000)。提高生物多样性能改善生态系统功能和加快生态系统过程速率, 这一在《物种起源》中就孕育着的思想正在被越来越多的实验证据所支持(Purvis 和 Hector, 2000)。但并非所有的实验结果都完全一致。Naeem (1994) 的人工控制生态系统(Ecotron)实验发现增加物种丰富度能提高生产力水平, 而水分保持和土壤中的养分水平虽然受到了物种多样性的显著影响, 但没有表现出明显规律。Tilman 等(1997)与 Hooper 等(1997)的研究认为是物种组成(Species composition)或生物功能类型(Functional type)的多样性, 而不是物种多样性决定生态系统特性; 而 Grime (1998)和 Wardle 等(1997)的研究则认为生态系统特性由优势种的功能特点决定, 而与物种多样性无关。有些实验(Wardle 等, 1997; Nilsson 等, 1999)没有发现两者之间有必然的联系。Huston (1997)甚至认为很多支持的证据是由于简单的取样效应(Sample effect)所引起的, 因为生产力高的物种有更多的机会出现在物种多样性高的群落中; 人为操纵多样性不能反映自然界真实状况。所以, 迄今为止, 尽管有 95%的实验结果支持物种多样性与生态系统功能之间的正相关, 很多研究者仍认为两者间是一种特异反应(Idiosyncratic response)关系(Purvis 和 Hector, 2000)。生态学家们对此一直处于争论之中, 不仅因为对这一问题的回答关系到生物多样性的保护意义、巨额研究费用投入的价值, 更为重要的是人们对物种在生态系统功能中的作用机制的认识上还有许多缺陷和不足(Grime, 1997; Chapin 等, 2000; McCann, 2000; Purvis 和 Hector, 2000)。

^{*}中国科学院知识创新工程项目(KSCX1-01-02)与南京大学人才培养基金资助项目

物种之间的竞争和生态位互补 (Complementarity) 被认为是高度生物多样性提高生态系统功能的重要机制和途径。在群落水平上, 不同植物可因生态位差异而共存于同一生境, 理论上可以提高群落物种多样性和群落在时间和空间上对阳光、水分和养分等资源的利用效率, 最终提高生态系统的生产力水平以及养分循环速率 (Hooper, 1998; Hooper 和 Voiturek, 1998)。但到目前为止, 对植物物种多样性的研究基本上都局限于活体植物上, 很少有研究注意到物种多样性对凋落物 (死体) 的影响。事实上, 在天然生态系统中, 植物生物量或生产力的绝大部分最终都将通过凋落物的分解、矿化等过程回归到生态系统中。前期研究已经表明植物凋落物具有强烈的身后效应 (Afterlife effect) (Wardle 等, 1997; Nilsson 等, 1999b; Xiong 和 Nilsson, 1999), 凋落物的存在影响植物的种子萌发、幼苗定居以及物种间的相互关系 (Nilsson 等, 1999; Facelli, 1994), 从而影响群落的组成、结构和物种多样性; 凋落物的分解反过来又会通过调节土壤的养分供给的浓度和比例, 影响群落的养分利用效率和生产力水平 (Berendse, 1994)。本文综述了物种多样性对凋落物分解的影响; 在此基础上, 进一步讨论了凋落物分解对植物群落结构和物种多样性的影响。

1 物种多样性对凋落物分解的影响

凋落物分解受到大气候、小气候, 生物活动和凋落物自身品质的影响。在同一地点, 凋落物品质或许是最重要的因子, 因为它影响微生物和小型无脊椎动物的种类和丰度, 从而影响分解速率和养分循环, 而环境质量往往是次要的。但较少研究涉及不同物种凋落物混合引起的异质性增加对凋落物分解的影响。事实上, 几乎在所有的植物群落中, 凋落物都是以混合物的形式存在的, 这种混合的结果可能通过影响以凋落物为食物或栖息生境的土壤动物和微生物群落, 最终影响到凋落物的分解速率和养分循环速率。

1.1 对土壤动物的影响

首先, 凋落物混合影响土壤动物的生境多样性。微生物类型的多样性不仅取决于底物类型, 还受到凋落物的分解程度、真菌生长型的影响; 因此, 它们在单种凋落物中很低。而在混合物中, 由于植物与动物的相互作用, 以及根系和腐殖质的影响, 微生物类型多样性较高。同时不同品质的叶片混合在一起, 可以一个多变的生境转变成一个稳定的环境。如在一个落叶阔叶林中, Hansen (1999, 2000) 的研究发现红栎 (*Quercus rubra*) 完整的大叶片可以为黄桦 (*Betula alleghaniensis*) 叶片分解后的碎片, 以及分解者的排泄物和腐殖质提供支持骨架。这一稳定的环境有利于植物细根的入侵, 进一步提高生境的多样性和稳定性, 以及维持微生物的生长。其次, 不同形态建成的叶片可以互补, 以提供一个更好的生存空间, 单一物种则可能由于形态的单一性引起生境上的缺陷。如桦树叶片往往被压实, 在很长时间内为水分所浸透, 充气的空间极其有限; 甜槭 (*Acer saccharum*) 叶片分解很快, 在当年底就能为土壤动物提供有效的生存空间; 而新鲜的栎树叶片较厚并具有疏水性, 可以提供一个干燥的分解表面。因此在三种凋落物的混合物中, 栎树叶片避免了结压, 而桦树和槭树的叶片则可以增大表面积和保持水分。第三, 混合物还可能提供昆虫产卵和发育的合适结构, 因为很多昆虫在生活史过程中具有变态现象, 在不同时期要求有不同的生存环境, 凋落物混合物更能满足这种需求。如栎树的叶片由于具有较高的复杂性,

厚叶上的空洞是昆虫的产卵地和避难所, 叶柄和叶脉则是很多螨类的生境。另外, 混合物内部的不同物种间有可能通过适口性的差异发生互补, 如甜槭和红栎凋落物混合物中, 甜槭更可口, 更可能被螨虫取食和移动, 但同时也加快了对栎树叶片的分解。

很多研究都已经证实凋落物变异与土壤动物多样性之间存在着密切正相关。有人证实云杉 (*Picea* spp.) 和桦树 (*Betula* spp.) 的混合物与土壤动物的种类多样性成正相关。其他一些研究也表明食物网的复杂程度影响凋落物的分解速率和氮素动态 (Salamanca 等, 1998; Lussenhop, 1992)。但很多网袋法研究忽视了土壤动物对凋落物分解的作用。

1.2 对微生物的影响

一般而言, 单种凋落物往往会降低凋落物的微生物种类, 以及给定时间上的微生物群落的多样性。因为尽管大多数真菌是广谱性, 但细菌、放线菌和一些真菌是和一定化学物质或一定凋落物类型相联系, 具有一定的特异性 (Clarholm, 1985; Lussenhop, 1992; Paerl 和 Pinckney, 1996)。另外, 单种凋落物中, 同质的、均匀的凋落物的同步分解会导致微生物资源的大爆发和大幅度下降, 其时间完全依赖于其分解曲线 (Paerl 和 Pinckney, 1996)。例如, 槭树叶片的快速分解将引起早期真菌的大爆发, 但后期资源耗尽种群数量将会落入谷底 (Lussenhop, 1992)。这种资源上的大幅度波动使许多土壤动物无法生存。除非是那些寿命长, 多次生殖的昆虫可以缓冲这种灾难。但 Blair 等 (1990) 发现细菌、真菌和小型节肢动物在凋落物混合后数量下降, 唯有线虫的数量增加。这种不同分解者生物群落发生非同步变化的主要原因可能有: 组成物种中释放一些抑制性物质, 如次生代谢物能抑制细菌数量的增加, 但不能解释为什么线虫会增加。其次, 以细菌和真菌为食物的线虫能影响细菌和真菌的种类和密度, 从而进一步影响养分的维持和释放, 给解释细菌和真菌的动态带来困难。本文作者认为可能的原因还有细菌或真菌、线虫、小型节肢动物不同的生物类群的种群之间具有复杂的食物网关系, 它们的动态发生在较小的时间尺度上, 而且不同类群之间的反应存在有一个时滞, 而凋落物取样则发生在一个较大尺度上, 这样在特定时间内无法对这些生物类群数量动态有很好的观察。

在热带地区, 小型节肢动物与它们的微生物食源关系较强, 导致了高的分解速率。土壤动物的极少数是直接以有机质为食物的, 大部分是通过微生物群落的营养关系来影响分解速率的。因此有人推测在热带雨林, 土壤动物与微生物的相互作用的生物学调节是凋落物分解调节的主要因子 (Heneghan 等, 1999), 因为在稳定的热带雨林环境系统中, 气候等不是生物活动的限制因子。

目前, 应用微宇宙实验和网袋法的混合实验都得出了凋落物混合具有非加性效应, 重量丢失率, 微生物呼吸速率和氮素动态都对混合产生了显著影响 (Salamanca 等, 1998)。

1.3 对底物品质的影响

底物品质是决定凋落物分解速度的关键。氮素含量是底物品质的一个重要指标。氮素对初始阶段的分解影响很大, 高浓度氮素导致高分解速率。例如栎树 (*Quercus* spp.) 的阔叶比松树 (*Pinus* spp.) 针叶分解快是因为初始时底物中氮素含量较好 (Salamanca 等 1998); 在开始的 12~18 个月内氮素丢失速率要快, 但从更长时间来看, 这种趋势恰好相反, 因为氮素含量和浓度在分解后的很长一段时间内都是增加的。氮素积累的原因主要是有外源的氮素通过固氮作用, 空气中的氮素沉降被整合到微生物体内或副产品上, 如真菌转移、微生物固定等过程。另外, 在分解过程中, 异养分解者对氮素有特别需求。土壤有机物中的

细菌、放线菌和真菌的碳氮比分别为 5、6、10 (Brady 和 Weil, 1996), 而氮素在凋落物中通常很低, 分解过程中的绝大部分都被微生物所固定, 因此凋落物中的氮素浓度会上升。据报道, 植物残余物中的碳氮比超过 30 (也有认为是 25), 氮素的固定就已经开始, 相反, 如果小于 30, 氮素将被矿化 (Brady 和 Weil, 1996)。而绝大多数的凋落物的碳氮比都远高于 30, 因此随凋落物分解, 氮素含量上升。由于纤维素等组成物质被水解后为微生物利用, 碳素被微生物呼吸作用以二氧化碳形式释放, 氮素最终也会释放。因此, 有人将凋落物分解过程中氮素动态分为 3 个时期: 淋溶时期, 即通过水分丧失部分养分, 积累期和最后释放期。

碳氮比很早就被认为是控制凋落物分解速率的, 尽管有人认为碳氮比只描述了两种元素的比例, 没有揭示元素在化合物中的分布 (Taylor 等, 1989)。但很多研究发现碳素与氮素、磷素含量成反比 (黄建辉等, 1995), 因此认为碳氮比可以反映碳水化合物与蛋白质的比例, 而在木质素含量高的植物中, 可以反映木质素和碳水化合物与蛋白质的比例, 因此碳氮比看上去具有较多的信息量。氮素的作用在凋落物分解的初期是很明显的, 而木质素能抵抗微生物多种酶的侵袭, 成为其他物种分解的物理障碍, 因为它分布于细胞壁上。当分解进行到一定时期, 木质素含量增加, 就起到控制作用。因此, 总的看来, 在木质素含量高的物种中, 木质素在分解前期就是个重要限制因子, 而木质素含量低的物种, 木质素在分解后期是重要限制因子。对于大多数位于两者之间的物种, 开始分解较快, 由氮素控制; 后来很快由木质素控制。因此有些证据表明木质素/氮素比可以作为凋落物分解的指标。Cornelissen (1996) 通过对 125 种英国维管植物的研究发现木质素/氮比例、木质素含量等均与凋落物失重率成反比。另外, 多酚类物质则可以控制可溶性有机氮和无机氮的释放比例 (Northup 等, 1995)。

总之, 植物凋落物在分解过程中, 由于各种物质的分解和释放速率并不同步和同比例, 其化学组成在不同的分解阶段具有很大变化。因此我们可以预测不同凋落物的混合对分解速率将会具有非加性效应。Salamanca 等 (1998) 认为养分转移的机理值得研究, 即养分含量高的物种可以将养分转移给养分含量低的物种。Chapman 等 (1988) 也认为正在分解的凋落物养分释放能促进邻近难分解凋落物的分解。也因此可以推测群落物种多样性的提高最终可能加速凋落物的分解。

2 凋落物分解对物种多样性的影响

竞争和捕食通常被认为是影响群落结构的主导力量, 但明显忽视了两者的相互作用, 以及其他因子对这两种因子的作用。而凋落物对这两种因子的影响是非常重要的。凋落物化学物质的差异不仅在于养分有效性和化感作用方面, 还会影响到无脊椎动物和病原体的动态, 从而进一步影响植物群落。凋落物一方面可以促进植被发育, 例如保护种子免遭取食, 缓冲致命霜冻, 在干旱的季节维持水分, 增加养分, 随水分搬运传布花粉。在沙漠中, 凋落物往往具有正效应, 因为能保持水分, 提高存活效率。然而正效应的结果是有限的。有研究发现在生产力高的地区物种多样性受到凋落物积累的抑制, 同时也说明了快速分解和干扰的重要性 (Nilsson 等, 1999)。Xiong 和 Nilsson (1999) 应用 Meta 分析表明植物凋落物对物种多样性的负贡献大于正贡献, 凋落物影响物种多样性的可能途径主要有物理和生化途径。

2.1 凋落物品质与物种习性

对于一个种群来讲，凋落物是一种特殊的环境因子，它的长期存在导致种群独特的生存对策。在对凋落物的忍耐方面，先锋种更易受到凋落物影响，因为小的种子萌发后往往没有足够的能量穿透凋落物的结皮；一般温带森林的林下草本植物的形态与穿透凋落物相适应。凋落物形成时间常常与分解者群落活动相适应，但没有任何一种凋落物分解策略使养分释放正好与植物生长需要相适应，而只与环境水分温度等有关 (Facelli, 1991)。另外，一个物种的凋落物能通过分解物的化感作用抑制其他物种；耐火植物还可能通过产生易燃凋落物抑制其他物种的生长。

凋落物的品质还与植物的质量、成熟时间和营养生长速率有关。一般而言，长寿命的物种产生较多的支持组织，低的生长率导致了低的碳氮比，表现出较低的分解速率。为更好地理解物种在凋落物分解速率上的差异，很多研究将尺度从叶的水平缩小至个体细微结构和生化成分上。Cornelissen (1996) 发现在某种程度上凋落物分解速率反映了植物叶在自然环境中的功能特征，例如藤本植物因为短寿和高效率的光合作用，分解速率往往较高；而亚灌木则需要经常抵御动物侵食，形成较多的次生代谢物。更为典型的是常绿植物与落叶植物的区别，常绿植物因为含氮量低，分解速率低，而落叶植物则相反；他还发现单位干重叶面积与分解速率成正比，从而说明叶的功能特点与叶的分解速率有某种联系；原因在于单位干重叶面积与叶的粗糙度成反比，而粗糙度高分解速率慢。叶的颜色在某种程度上可以反映凋落物的可分解性。如棕色的叶说明其中的单宁、酚类化合物的含量较高；有的落叶为绿色，因为生长在生产力高的土壤里，他们的叶具有较高的光合作用功能和较少的次生代谢物，这些叶片往往不进行养分回收，分解速率较快。

2.2 凋落物的物理影响

凋落物可以阻止或延迟种子、幼苗到达土壤表面的时间，抑制幼苗的出现和建立。如果种子在凋落物上停留近一个月时间，因为它们从凋落物表面到土壤的移动非常缓慢，根不能达到地表，很多幼苗就因此死在凋落物当中。另外种子大小和形态、凋落物形态也是影响因子。幼苗通过枯枝落叶层必须消耗一定的能量，小的种子形成的幼苗往往不能到达地表；而大的种子即使能到达地表，也会因为潮湿隐蔽的环境增加了真菌感染的机会和被食草动物取食的危险。一般而言，萌生苗具有较多的能量，能够穿越较厚的凋落物结皮，除非凋落物形成的结皮非常严重。

凋落物影响土壤和大气间的水分交换，在草原和荒漠中尤为明显。在那里凋落物增加了可利用水分，增加了过滤作用，减少了蒸发和地表径流，同时也减少了雨点对地表的冲击力；这时凋落物的作用主要取决于其物理性能，而不是养分。但有时凋落物中保留的水分减少了植物的可利用水分，因为很多水分没有经过植物的吸收就被蒸发。凋落物对水分平衡的净贡献取决于降水强度，它在多次的、小的降水中作用更大，而在次数较少的大降水过程，它能保留的水分很有限，比例很小。因此这种环境里，凋落物对种子萌发和幼苗建立的作用是双重的，一方面因为可以避免地表干燥，特别在干旱季节里有促进功能；另一方面，如在降水强度很低的情况下有抑制作用。

凋落物可以使光照强度呈指数下降，还能改变光谱，特别是潮湿的环境里，因此需光萌发的种子受到阻碍，幼苗的死亡率上升，生长速率下降。Facelli 和 Pickett (1991) 发现不同物种凋落物的消光系数不同，但都遵循指数递减规律。凋落物影响群落动态，潮湿草

地上凋落物的积累阻止木本植物幼苗的建立,从而阻止演替的进展。凋落物的覆盖能减少动物取食,如果种子被凋落物覆盖,脊椎动物对橡实的取食将大大减少。另外,凋落物能改变地表温度,如火烧或人工移除凋落物,将使地表温度上升,从而提高矿化速率,增加植物可利用养分。但凋落物移除增加了地表温度的波动幅度,从而增加了霜冻胁迫的可能性,但有些种子的休眠需要由波动的温度来打破。

2.3 凋落物的生化影响

植物的养分或在凋落之前被回收,或被淋溶流失,或为动物取食,或凋落回归到生态系统。凋落物的矿化速率可以调节植物的可利用养分。消除在草原上的凋落物可以加速有机质分解,提高养分浓度;但累积的凋落物可以降低氮的丧失,改变降水的化学组成,同时凋落物中的分解者群落通过凋落物中的养分固定可以减少淋溶丧失。

有些凋落物能产生高浓度的毒素,凋落物的分解产物影响微生物活动,降低土壤 pH 值。很多研究报道凋落物中的植物毒素对种子萌发和幼苗建立有显著负效应,但机理尚不明了 (Facelli 和 Pickett, 1991)。如添加凋落物降低种子萌发率的实验,这也可能由微生物的养分固定,减少氧气含量,增加二氧化碳含量引起。另外有些实验应用活体植物替代凋落物是不合适的,有实验表明这种抑制是暂时的,因此必须进行深入研究 (Facelli 和 Pickett, 1991)。

在草地等多种生态系统中凋落物的作用多数是降低物种丰富度。有些群落中的凋落物阻止其他物种的侵入,只维持一个物种的绝对优势。但也有一些研究发现在森林生态系统中的草本植物层片中,凋落物的作用是降低优势度,提高物种多样性,因为一些双子叶植物的竞争压力被减轻 (Nilsson 等, 1999)。凋落物还会提高物种共存的机会,因为凋落物会增加时间和空间上的异质性,如凋落物带来的火烧和动物的活动。

目前的研究表明草本植物群落里养分增加导致生产力上升,但多样性下降。Foster 和 Gross (1998) 的研究发现在凋落物积累较多的地方,凋落物能通过抑制杂草幼苗的建立减少物种多样性,其研究还表明添加肥料和凋落物的效应是可加性,其相互作用不明显;添加氮肥和凋落物都能显著降低物种的最后密度和生物量。对光的竞争是人们解释高生产力导致低多样性的机理,而凋落物可以影响光的竞争。Facelli (1994) 甚至发现凋落物影响具有物种水平上的特异性: *Setaria faberii* 和 *Solidago* 凋落物提高 *Erigeron* 的建立,而 *Quercus alba* 的凋落物则减少这种建立。但 *Quercus alba* 凋落物增加 *Fuberii* 的开花数和种子数,其他物种的凋落物的作用则相反。凋落物作为碎屑食物链的底质和营养库,还会影响群落结构和动态。

总之,种子萌发和幼苗建立是群落组织的两个关键因子,凋落物可能会改善水分条件,降低竞争作用,提高这种效率;但凋落物也会遮荫,减少光照,增加机械阻碍,降低温度波动幅度,或由于一些生化效果,又会降低这种效率。

3 展望

很明显,凋落物是影响群落物种多样性的一个重要因子,同时它的分解又受到物种多样性的控制,这种相互作用无疑影响着群落的结构和功能以及群落的演替进程。因此研究凋落物分解与物种多样性的相互作用有着重要意义,但是目前这类研究还存在着一些缺陷。我国生物多样性研究领域中对涉及到的也极少,由于土壤动物和微生物生态学研究的相对

滞后严重限制了人们对凋落物分解的生物学过程的理解。

当前应着重研究微生物和土壤动物对凋落物分解的贡献。凋落物的分解必须要经过物理裂解过程, 这一过程主要由小型节肢动物完成, 如螨类、弹尾目、原尾目、膜翅目昆虫等, 特别是在热带和亚热带地区。用灭虫剂杀灭节肢动物的对照实验发现, 同在热带地区的凋落物分解速率主要受到节肢动物的影响 (Henghan 等, 1999)。混合凋落物及其附着的微生物可以作为小型节肢动物的食物, 大的完整部分可以作为它们的栖息地和躲避捕食者的庇护所; 同时, 它们的活动又促进了微生物的生长繁殖。但过去的很多网袋法实验的网眼大小都不允许考虑节肢动物的作用。两种植物的凋落物混合能提高节肢动物的多样性, 提高分解速率; 凋落物的分解速率与节肢动物的多样性成明显正相关。细菌、真菌、原生动物和线虫等微生物, 是凋落物分解过程中必不可少的; 其种类和数量与一定的温湿度、凋落物品质相联系, 不同的底物品质往往形成不同的微生物群落。而高度的微生物多样性因酶分解作用的互补性可以提高凋落物的分解速率。已有研究表明两个物种的凋落物混合对微生物生物量、呼吸强度有显著影响 (Wardle 等, 1997; McTier 等, 1997; Salamanca 等, 1998), 但对于微生物在凋落物分解中的作用研究还很少。

另外, 现有的微生物、土壤动物生态学研究以及有关的凋落物分解的研究提示我们在单优种群落中, 植物物候对凋落物的分解可能也扮演着更重要的角色。无论在热带、亚热带, 还是温带, 寒带, 单优种群落都是普遍存在的, 如马尾松林、竹林、栎林等在我国植被中占有重要地位; 在一些草地, 盐沼或人工林等生态系统中甚至还存在有单种 (Monospecific) 群落。如果单纯从物种多样性的角度看, 这些物种的凋落物分解和养分释放速率曲线与单个叶片的分解过程完全吻合。实际上, 即使是在一个单种群落中, 对于落叶植物而言, 由于微生境差异、遗传分化等原因, 不同个体间物候差异可能很大 (Ne'man, 1993; 孙书存等, 1998); 同一物种的不同时期的叶片中的养分含量和浓度都具有较大差异 (Killingbeck, 1996), 因此由于冰雹、暴雨引起的凋落物品质也不同。对常绿树种而言, 由于叶的寿命较长, 叶的更新、凋落物的生成也在较长的一段时间内进行。因此, 在单优种群落中的土壤表面上也具有大量的不同的物理形态和化学性质的凋落物, 尽管都来源于同一植物。我们预测同一种群不同时期的凋落物混合将产生非加性效应 (Non-additive effect), 一定程度上弥补单种群落物种多样性上的不足。

研究物种多样性与凋落物分解可以直接将物种与生态系统两个组织层次联系起来, 研究物种的功能特点对生态系统特性的影响, 可以作为验证物种在生态系统作用的若干假说 (如铆钉假说、冗余种假说、特异反应假说) 的证据。相信随着这一方向研究的深入, 它的研究意义和作用将会更加明显。

参考文献

- 陈灵芝, 钱迎倩. 1997. 生物多样性科学前沿. 生态学报, 17: 565~572
- 黄建辉, 韩兴国. 1995. 森林生态系统的生物地球化学循环: 理论和方法. 植物学通报, 12 (植物生态学专辑): 195~223
- 马克平等. 1994. 生物多样性的研究现状与发展趋势. 见: 中国科学院生物多样性委员会编, 生物多样性研究的原理与方法. 北京: 中国科学技术出版社, 1~12

- 孙书存, 陈灵芝. 1998. 东灵山地区辽东栎的叶群体统计. 植物生态学报, 22 (6): 538~544
- Berendse, F. 1994. Litter decomposability – a neglected component of plant fitness. *Journal of Ecology*, 82: 187~190
- Blair, J. M., R. W. Parmelee and M. H. Beare, 1990. Decay rates, nitrogen fluxes and decomposer communities in single and mixed-species foliar litter. *Ecology*, 71: 1976~1985
- Brady, N. C. and R. R. Weil, 1996. The nature and properties of soils. Vol. 11. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ, pp. 740
- Chapin III, F. S., E. S. Zavaleta, V. T. Eviner, et al. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405: 234~242
- Chapman, K., J. B. Whittaker and O. W. Heal, 1988. Metabolic and faunal activity in litter of tree mixtures compared with pure stands. *Agricultural Ecosystem Environment*, 24: 33~40
- Clarholm, M. 1985. Interactions of bacteria, protozoa and plants leading to mineralization of soil nitrogen. *Soil Biology and Biochemistry*, 17: 181~187
- Cornelissen, J. H. C. 1996. an experimental comparison of leaf decomposition rates in a wide range of temperate plant species and types. *Journal of Ecology*, 84: 573~582
- Facelli, J. M. 1991. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. *Botanical Review*, 57: 1~32
- Facelli, J. M. 1994. Multiple indirect effects of plant litter affect the establishment of woody seedlings in an old field. *Ecology*, 75: 1727~1735
- Facelli, J. M. and S. T. A. Pickett, 1991. Plant litter: light interception and effects on an old-field plant community. *Ecology*, 72: 1024~1031
- Foster, B. L. and K. L. Gross, 1998. Species richness in a successional grassland: effects of nitrogen enrichment and plant litter. *Ecology*, 79: 2593~2602
- Grime, J. P. 1997. Biodiversity and ecosystem function: the debate deepens. *Science*, 277: 1260~1261
- Grime, J. P. 1998. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology*, 86: 902~910
- Hansen, R. A. 1999. Red oak litter promotes a microarthropod functional group that accelerates its decomposition. *Plant and Soil*, 209: 37~45
- Hansen, R. A. 2000. Effect of habitat complexity and composition on a diverse litter microarthropod assemblage. *Ecology*, 81 (4): 1120~1132
- Heneghan, L., D. C. Coleman, X. Zou, et al. 1999. Soil microarthropod contributions to decomposition dynamics: tropical-temperate comparisons of a single substrate. *Ecology*, 80 (6): 1873~1882
- Hooper, D. U., 1998. The role of complementarity and competition in ecosystem responses to variation in plant diversity. *Ecology*, 79 (2): 704~719
- Hooper, D. U. and P. M. Vitousek, 1998. Effects of plant composition and diversity on nutrient cycling. *Ecology*, 68 (1): 121~149
- Hooper, D. U. and P. M. Vitousek, 1997. The effects of plant composition and diversity on ecosystem processes. *Science*, 277: 1302~1305
- Huston, M. A. 1997. Hidden treatments in ecological experiments: re-evaluating the ecosystem function of

- biodiversity. *Oecologia*, 110: 121~149
- Killingbeck, K. 1996. Nutrients in senesced leaves: keys to the search for potential resorption and resorption proficiency. *Ecology*, 77 (6): 1716~1727
- Lussenhop, J. 1992. Mechanisms of microarthropod-microbial interactions in soil. *Advances in Ecological Research*, 23: 4~23
- McCann, K. S., 2000. The diversity-stability debate. *Nature*, 405: 228~233
- McTierman, K. B., P. Ineson and P. A. Coward, 1997. Respiration and nutrient release from tree litter mixes. *Oikos*, 78: 527~538
- Naeem, S., L. J. Thompson, S. P. Lawler, *et al.* 1994. Declining bioersivity can alter the performance of ecosystems. *Nature*, 368: 734~737
- Ne'man, G. 1993. Variation in leaf phenology and habitat in *Quercus thaburensis*, a miditerancan deciduous tree. *Journal of Ecology*, 81: 627~634
- Nilsson, C., S. Xiong, M. E. Johansson, *et al.* 1999a. Effects of leaf-litter accumulation on riparian plant diversity across Europe. *Ecology*, 80: 1770~1775
- Nilsson, M-C., D. A. Wardle and A. Dahlberg, 1999b. Effects of plant litter species composition and diversity in the boreal forest plant-soil system. *Oikos*, 86: 16~26
- Northup, R. R., Z. S. Yu, R. A. Dahigren, *et al.* 1995. Polyphenol control of nitrogen release from pine litter. *Nature*, 377: 227~229
- Paerl, H. W. and J. L. Pinckney, 1996. A mini-review of microbial consortia: their roles in aquatic production and biogeochemical cycling. *Microbial Ecology*, 31: 225~247
- Purvis, A. and A. Hector, 2000. Getting the measure of biodiversity. *Nature*, 405: 212~219
- Salamanca, E. F., N. Kaneko and S. Katagiri, 1998. Effects of leaf litter mixture on the decomposition of *Quercus serrata* and *Pinus densiflora* using field and laboratory microcosm methods. *Ecological Engineering*, 10: 53~73
- Schulze, E-D. and H. A. Mooney, 1993. Biodiversity and ecosystem function: Berlin: Springer-Verlay.
- Taylor, B. R., D. P. Parkinson and W. F. J. Parsons, 1989. Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: a microcosm test. *Ecology*, 70 (1): 97~104
- Tilman, D., J. Knops, D. Wedin, *et al.* 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*, 277: 1300~1302
- Wardle, D. A., K. I. Bonner and K. S. Nicholson, 1997. Biodiversity and plant litter: experimental evidence which does not support the view that enhanced species richness improves ecosystem function. *Oikos*, 79: 247~258
- Wardle, D. A., O. Zackrisson, G. Hornberg, *et al.* 1997. The influence of island area on ecosystem properties. *Science*, 277: 1296~1299
- Xiong, S. and C. Nilsson, 1999. The effects of plant litter on vegetation: a meta-analysis. *Journal of Ecology*, 87: 984~994

The Relationship between Species Diversity and Plant Litter Decomposition: An Overview

Sun Shucun¹, An Shuqing¹, Liu Maosong¹, Gao Xianming²

(1 Department of Biology, Nanjing University, Nanjing 210093)

(2 Institute of Botany, the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093)

Abstract The effects of species diversity on plant litter decomposition is reviewed, and the potential role of plant litter in controlling species diversity of a community is discussed in this paper. On the one hand, enhanced species diversity often leads to litter mixing, and then improves the structure and function of soil micro~arthropod and microbial communities, and thus accelerates litter decomposition. On the other hand, plant litter can influence plant seed germination and seedling establishment by the effect of its physical cover and biochemistry, and then affect plant species diversity. Thus, the relationship between species diversity and plant litter is doubtlessly of great significance to community succession and biodiversity maintenance, and deserves to be deeply researched.

Key words Species diversity, Plant litter, Community succession and decomposition

贵州省岩溶地区珍稀濒危 观赏植物及其保护*

苏维词 周庆珍

(贵州科学院山地资源研究所, 贵阳 550001)

摘要 贵州省岩溶地区属典型的生态环境脆弱区, 也是一个植物多样性较丰富的地区, 仅需保护的珍稀濒危观赏植物就有 131 种。本文分析了贵州岩溶区珍稀濒危观赏植物的现状特征, 并从观赏植物本身的生理生态习性、水土组合结构、人类干扰活动等方面探讨了该地区珍稀濒危观赏植物的濒危原因。在此基础上, 结合目前西部大开发中生态建设的要求, 提出了通过建立岩溶珍稀濒危观赏植物自然保护区和全国性的岩溶珍稀濒危观赏植物迁地保存中心等六条措施来保护岩溶地区受危观赏植物。

关键词 珍稀濒危观赏植物 濒危原因 保护对策 贵州岩溶地区

贵州碳酸盐岩出露面积达 13 万 km^2 , 占全省土地总面积的 73%, 是我国岩溶最发育的省份; 地貌类型齐全, 地势高差大, 地表组成复杂, 小生境多样, 有利于多种观赏植物生长, 是我国观赏植物 (含美化、绿化植物, 下同) 多样性较丰富的地区之一 (贵州省计划委员会, 1987)。由于岩溶环境的脆弱性, 加上人类不合理的开发利用, 使岩溶地区的观赏植物生境遭到很大破坏, 部分物种已经灭绝, 有些观赏植物种群的分布范围缩小, 种群的个体数量大幅下降, 成为濒危种或稀有种。尽快摸清岩溶区珍稀濒危观赏植物的现状特征, 分析其濒危原因并提出有针对性的保护对策, 具有重要意义。

1 贵州岩溶区珍稀濒危观赏植物的特征

贵州岩溶区的珍稀濒危观赏植物包括濒危观赏植物、渐危观赏植物和分布范围窄、生境特殊、数量极少的稀有观赏植物与特有观赏植物等, 共 38 科 92 属 131 种, 主要有银杉 (*Cathaya angyrophylla*)、南方红豆杉 (*Taxus chinensis* var. *malrei*)、银杏 (*Ginkgo biloba*)、珙桐 (*Davidia involucrata*)、香果树 (*Emmenopterys henryi*)、短叶黄杉 (*Pseudotsuga brevifolia*)、福建柏 (*Fokienia hodginsii*)、篦子三尖杉 (*Cephalotaxus oliveri*)、金铁锁 (*Psammosilene tunicoides*)、峨眉含笑 (*Michelia wilsonii*)、观光木 (*Tsoongiodendron odorum*)、鹅掌楸 (*Liriodendron chinense*)、十齿花 (*Dipentodon sinicus*)、云南金钱槭 (*Dipteronia dyerana*)、掌叶木 (*Handeliodendron bodenieri*)、伞花木 (*Eurycorymbus cavaleriei*)、柄翅果 (*Burretiodendron esquirolii*)、光叶珙桐 (*Davidia involucrata*)

* 贵州省攻关项目和省自然科学基金 (黔基合计 (1999) 3056 号) 的部分内容

本文的岩溶地区指的是碳酸盐岩出露面积占所在区域总面积 50% 以上的地区, 包括常态地貌下的覆盖型岩溶、半裸型岩溶及全裸型岩溶

var.vilmoriniana)、喙核桃 (*Annamocarya sinensis*)、黄枝油杉 (*Keteleeria catcareia*)、柔毛油杉 (*Keteleeria pubescens*)、黄杉 (*Pseudotsuga sinensis*)、华南五针松 (*Pinus kwangtungensis*)、翠柏 (*Calocedrus macrolepis*)、穗花杉 (*Amentotaxus yunnansis*)、青檀 (*Pteroceltis tatarinowii*)、八角莲 (*Dysosma versipellis*)、厚朴 (*Magnolia officinalis*)、凹叶厚朴 (*Magndia officinalis* subsp. *biloba*)、红花木莲 (*Manglietia insignis*)、乐东拟单性木兰 (*Parakmeria lotungensis*)、闽楠 (*Phoebe bournei*)、粘木 (*Ixonanthes chinensis*)、蝴蝶果 (*Cleidiocarpon cavaleriei*)、金钱槭 (*Dipteronia sinensis*)、田林细子龙 (*Amesiodendron tienlinensis*)、海菜花 (*Ottelia acuminata*) 等国家一、二、三级重点保护植物以及贵州山核桃 (*Carya kweichowensis*)、贵州青冈 (*Cyclobalanopsis argyrotricha*)、多脉润楠 (*Machius multinervia*)、独山石楠 (*Photinia tushanensis*)、灰叶槭 (*Acer poliophyllum*)、长瓣马蹄荷 (*Exbucklandia longipetala*)、黔蚊母树 (*Distylium tsiangii*)、全秃海桐 (*Pittosporum perglatum*)、贵州苏铁 (*Cycas guizhouensis*)、平坝槭 (*Acer shihweii*)、贵州槭 (*Acer guizhouense*)、岩生红豆树 (*Ormosia saxatilis*)、石生鼠李 (*Rhamnus calciculus*)、黔南鼠李 (*Rhamnus chiennanensis*)、安龙油果樟 (*Syndiclis anlungensis*)、安龙花 (*Dyschoriste sinica*) 等贵州特有种和稀有种 (贵州省计划委员会, 1987; 邓培雁, 2000)。从总体上看, 贵州岩溶地区的这些珍稀濒危观赏植物具有以下特点:

1.1 进入珍稀濒危保护范围的观赏植物种数增多

解放以来尤其是近 20 年来, 贵州野生观赏植物资源及其生态环境遭受严重破坏, 受威胁的野生观赏植物种类日益增多。1984 年全省受威胁需保护的物种 36 种, 其中分布在岩溶地区的有 30 种; 1998 年全省受威胁的观赏物种仅被子植物就有 40 种, 其中分布在岩溶地区的有 34 种; 最新研究表明全省受威胁的濒危、渐危观赏植物和稀有、特有观赏植物有 42 科、207 种, 是 1984 年的 6 倍; 其中分布在岩溶地区共 38 科、191 种, 占全省受威胁观赏物种的 92%。

1.2 濒危观赏植物的分布范围变窄、种群的个体数量减少 (见表 1)

表 1: 贵州岩溶区部分观赏性的珍稀濒危植物种群个体数量变化

Table. 1. Population changes of some ornamental endangered plants in Guizhou karst regions

种 类	种群数	原有面积 (hm^2)	现存面积 (hm^2)	成年个体数 现存数/损失数	受损主要原因
多脉润楠	1	2	1	500/500	1990 年以来开荒种地被毁 1km^2 以上
灰叶槭	3	5	2	1 500/3 000	1994 年被盗挖
黔蚊母树	1	2.5	1	1 000/500	1990 年人为破坏严重
贵州山核桃	4	4	2	800/800	1990 年人为破坏严重
全秃海桐	5	10	8	3 000/2 500	1995 年以来开荒毁坏 2km^2 以上
长瓣马蹄荷	2	2	1	200/300	1990 年以来毁林开荒受损约 1km^2
贵州八角莲	6	10	5	30 000/50 000	1980 年以来被大量盗挖药用和盆栽
田林细子龙	1	2	1	500/600	1985 年以来开垦被毁 1km^2 以上
贵州苏铁	3	10	2	1 000/2 000	1990 年以来被大量盗挖
柄翅果	4	10	6	1 800/1 500	1990 年以来被开荒受损约 4km^2

据文献 (代正福等, 2000) 整理

部分经济价值较高的具有药用性质的珍稀濒危野生观赏植物因滥采滥挖受损也很严重,资源日趋枯竭,如野生厚朴、细叶石斛(*Dendrobium hancockii*) (贵州省中药普查办公室等,1992)等。

1.3 区系成分丰富但归属明显,以热带—亚热带成分为主

贵州地层发育完备,自震旦系至第四系各时代地层均有出露,不同性质的岩石错综分布,地貌类型复杂多样,地势高差大,加上温湿的水热条件,使贵州观赏植物区系成份丰富复杂(黄威廉等,1988)。从全省岩溶地区 92 个珍稀濒危观赏植物属来看,除温带亚洲成分、地中海—西亚—中亚成分和中亚成分空缺外,其他成分均有分布,但以热带性质的成分为主,6 个具有热带性质的地理成分共 40 属,占全部属数(不含世界分布属,下同)的 43.5%,其中以热带亚洲成分和泛热带成分居多,分别占 25.0%和 10.9%;其次是温带成分,4 个温带性质的成分共有 31 属,占总属数的 33.7%,其中又以北温带分布和东亚分布居多,分别为 14.1%和 13.0%。

1.4 起源古老,特有成分多

贵州地质历史悠久,纬度较低,又基本未受末次大冰川的侵袭,而成为观赏植物避难所,许多珍稀濒危观赏植物起源古老,表现在:一是属于单型科属的珍稀濒危观赏植物较多,如银杏科、三尖杉科(*Cephalotaxaceae*)等(陈正仁,1997),有特产于贵州的特有单型属 31 个,仅次于云南和四川,居全国第三位(黄威廉等,1988);二是起源古老的珍稀濒危裸子观赏植物所占比重大,以面积只有 220km² 的贵州茂兰岩溶森林保护区为例,起源古老的珍稀濒危裸子观赏植物(含绿化、美化、行道植物)就有 6 科 12 属 17 种,占全省裸子植物总科数的 2/3,属数的 2/5 和种数的 1/3,著名的如南方红豆杉、南方铁杉、穗花杉、篦子三尖杉、短叶黄杉、黄枝油杉、福建柏等,此外起源较古老的被子观赏植物如鹅掌楸属、观光木属、拟单性木兰属等在岩溶地区也都有分布;三是特有成份多,在岩溶区 92 个珍稀濒危种子观赏植物属中,中国特有分布的属共 15 个,占总数 16.3%,仅次于热带亚洲成分,特产于贵州的特有种 64 种,占珍稀濒危观赏植物总数的三分之一。

1.5 嗜钙性,石生性

岩溶地域以石灰土为代表的自然土壤大多呈中性至微碱性,植被具有嗜钙性特点,许多珍稀濒危观赏性植物如黄枝油杉、石山桂(*Cinnamomum calcareum*)、桂楠(*Phoebe kwangsiensis*)、石生鼠李、岩生鼠李(*Rhamnus saxitilis*)、贵州悬竹(*Ampelocalamus calcareus*)等都是岩溶地区的特有种,其分布范围窄,对钙质要求高。

1.6 岩溶区珍稀濒危观赏植物的生长速率慢、生物量小。

岩溶地区的土壤中含较多的 Ca、Mg、Si、Mn、Fe、Al 等富钙亲石元素,而有利于植物生长的 N、P、K、Na、I、B 等亲生元素相对缺乏。土壤瘠薄,导致该类地区珍稀濒危观赏植物的树高和胸径的生长速率慢、生长量小、生物量低。如在茂兰岩溶原始森林自然保护区,树龄为 84 年的福建柏,其胸径和树高的年平均生长量分别只有 0.054cm 和 0.052cm;树龄 70 年的短叶黄杉分别只有 0.147cm 和 0.101cm;树龄为 54 年的短叶黄杉只有 0.124cm 和 0.096cm;70 年树龄的华南五针松分别为 0.278cm 和 0.104cm,其地上部分总生物量仅 154.20kg,70 年树龄的灌木——尖叶蚊母树,其胸径和树高的年平均生长量也只有 0.143cm 和 0.211cm,而生物量仅有 62.44kg。与相似生物气候条件下的非岩溶区相比,无论是胸径、树高的年均生长量,还是地上物部分生物量,岩溶区珍稀濒危观赏植物都偏

低(朱守谦, 1997)。

2 贵州岩溶地区珍稀濒危观赏植物的受威胁原因

2.1 受观赏植物生理生态学特征影响

一些野生观赏植物不能正常开花结实, 或受其他物种影响成熟果实不能生长发育, 或对生境条件要求苛刻, 一旦生境发生改变, 就很容易丧失生存能力, 在观赏植物自下而上演化斗争中被淘汰(国家环保局, 1991; 付志军, 1998)。如槭树科(*Aceraceae*)一些观赏植物(灰叶槭、平坝槭等)自然状态下很少开花, 个别树种常相隔数年才开花一次, 有的只开花不结果实, 或果实内无种子, 或种子的发芽能力很低(付志军, 1998; 贵州植物志编委会, 1998)。

2.2 土层瘠薄且易流失, 水土资源组合差, 观赏植物生境先天不足

岩溶地区的基质母岩为碳酸盐岩系。碳酸盐岩系的抗风化能力强, 要形成 1cm 厚的土层一般需要 4 000 年, 慢者达 8 000 年(袁道先等, 1998), 比相同水热条件下的非岩溶区慢 40~80 倍; 加上岩溶地貌发育, 地表崎岖破碎, 山多坡陡, 使岩溶山区土壤易流失, 土层普遍瘠薄且不连续; 同时贵州岩溶区地处湿润亚热带季风区, 降水虽充沛, 但岩溶地区的地表裂隙漏斗和地下水系管网发育, 丰富的地表降水很容易沿地表裂隙快速进入地下深处的水系管网而流走, 使地表干旱缺水, 观赏植物生境条件先天不足。缺水少土的恶劣生境, 使该类地区树木自然衰亡的年龄降低, 以贵州岩溶原始植被保存最好的茂兰保护区为例, 林区较大树木的年龄均不超过 180 年; 在岩层水平、节理不发育的地段, 胸径 20 cm 左右的圆果化香即干枯死亡的现象常可见到(朱守谦, 1997)。

2.3 过度采收采挖与乱砍滥伐

一是部分具有药用价值的观赏植物, 如厚朴、细叶石斛等均是贵州著名的地道药材, 因无计划的过度采收, 其天然分布已不多见, 野生资源趋于枯竭, 如成龄野生厚朴, 1977 年抽查时约 14 万余株, 到 1984 年下降到不足 2 万余株(贵州省中药普查办公室等, 1992)等; 二是野生观赏树种的乱挖盗挖, 如多脉润楠、黔蚊母树、贵州山核桃、小果七叶树、长瓣马蹄荷和田林细子龙等, 因乱砍滥伐、开荒或滥挖乱盗, 其野生种群的个体数量已下降至 1 000 株左右, 且目前仍在继续下降(代正福等, 2000)。

2.4 植被生境破坏

首先是毁林垦荒, 森林覆盖率下降, 水土流失加剧, 植被生境恶化。全省森林覆盖率由解放初期的约 30% 降为 1974 年的 14.5%, 1984 年进一步下降到 12.6% (贵州省计划委员会, 1987) (其中省内岩溶地区的森林覆盖率多在 7%~11% 之间, 六盘水地区和毕节地区在 5% 以下), 是我国长江以南森林覆盖率最低的省份。近年来贵州岩溶地区的森林植被虽有所恢复, 但仍未达到维护该地区良性生态平衡所需的森林覆盖率 30% 以上的临界水平(贵州省计划委员会, 1997)。毁林垦荒不仅直接毁灭了一部分珍稀濒危物种, 而且降低了森林覆盖率, 加剧水土流失和石漠化。全省水土流失面积已由 50 年代的 14.6% 增加到现在的 43.5%, 石漠化面积由 80 年代 7.05% 上升到目前的 12.8%, 这从根本上恶化了植被生境, 极大地影响了珍稀濒危观赏植物的正常生长繁育。其次是酸雨危害。贵州是全国酸雨危害最严重的省份之一, 1998 年全省年日均 SO_2 浓度 $0.173\text{mg}/\text{m}^3$, 万元工业产值和单位面积 SO_2 的排放量均居全国首位。全省尤其是黔中岩溶发育地区的酸雨出现频率在 50% 以上,

个别地区如都匀达 95.2% (1998 年)。酸雨改变了地面水、土壤环境的 pH 值,尤其是中性、碱性的岩溶生境受影响更为明显(邓培雁,2000)。生境的变异使岩溶地区的一些敏感性高的珍稀濒危观赏植物死亡或繁育能力降低。

3 贵州岩溶地区珍稀濒危观赏植物的保护

岩溶地区是一个相对独特的地域环境单元,珍稀濒危观赏植物有其自身特性。加强该地区珍稀濒危观赏植物的保护抢救,不仅是保护我国植物多样性的重要一环,而且对于研究贵州岩溶区这一特殊地域内植物的起源、演变及生态环境变迁都有重要意义。

3.1 建立岩溶地区珍稀濒危观赏植物档案及相关的资料库

组织相关专业的专家学者和当地的林政、环保等政府管理人员对岩溶区珍稀濒危观赏植物开展摸底调查,查清该地区珍稀濒危观赏植物的现状、分布、面积大小、种群个体数量、群落结构、生长习性、生境状况、濒危程度、面临的主要问题及其成因、开发利用的方向与可能性等,建立岩溶区主要珍稀濒危观赏植物种群的资料库和档案(代正福等,2000),为科学地制定岩溶区珍稀濒危观赏植物保护规划与合理利用提供依据。

3.2 保护改善岩溶生态环境

结合岩溶区珍稀濒危观赏植物保护的具体需要,加大岩溶区水土流失和石漠化的治理力度,种草植树,扩大林草地面积,提高植被覆盖率;积极防治环境污染特别是酸雨污染,逐步改善和重建岩溶地区良性生态环境,以促进该地区珍稀濒危观赏植物的生长繁育。

3.3 加强就地保护

岩溶地区珍稀濒危观赏植物中特有成分多,相当部分的珍稀濒危观赏物种具有嗜钙性、石生性特点,对生境有特殊要求,一旦迁离原生的钙性环境,将无法生存或生长不好,应加强就地保护。

3.3.1 新建一批以保护珍稀濒危观赏植物为主的自然保护区

保护区可优先选在珍稀濒危观赏植物分布较集中、原生性较强、种群类型典型、生态系统保存较完整、面积较大、布局较合理且自然资源价值较高的区域。如威宁黑石黄杉保护区(区内有黄杉、短柱油茶、西康米兰(*Magnolia usisonii*)、海菜花等),安龙莲花山、青龙山自然保护区(区内有贵州苏铁、贵州山核桃、短梗含笑、香木莲、黔南黄肉楠、安龙油果樟、格木、任木、十齿花、安龙花等数十种珍稀濒危观赏植物)。

3.3.2 建立具有保护区性质的国家森林公园

对于那些既有较完整生态系统和较多观赏保护植物分布,同时又具有丰富旅游资源分布的地区,可建立国家森林公园(薛达明等,1992)。贵州作为我国植物种类最丰富的省份之一,目前仅建有 5 个国家森林公园,因此必须尽快新建一批具有保护性质的国家森林公园,如云台山岩溶国家森林公园,公园内原始森林保存完好,除有众多的珍稀濒危观赏植物外,在公园内及附近还有贵州著名的间歇泉瀑布、黔南第一名胜的飞云崖、飞云洞、杉木河,贵州最大的苗族起义遗址——张秀眉黄飘大捷遗址等风景旅游资源。此外还可考虑在大娄山、乌蒙山、十万大山、茂兰等地设立国家森林公园。

3.3.3 建立珍稀濒危观赏植物就地保护点

对于那些种群个体数量不多、分布面积较小且位于保护区外或国家森林公园外的个别重点珍稀濒危观赏植物,应视其具体情况在某原生地就地保护,或设立自然保护点,或采

用围栏隔,挂牌宣传,专门管理。

3.4 积极开展迁地保护

贵州岩溶石漠化面积已达 2.8 万 km², 占全省土地总面积的 12.8%, 石漠化地区缺水少土, 生境恶劣, 观赏植物生长极为困难。因此对已经石漠化或趋向石漠化的地区的珍稀濒危观赏植物应积极开展迁地保护。

3.4.1 建立全国性的岩溶珍稀濒危观赏植物迁地保存中心

贵州是全国岩溶地貌最发育的省份, 山地、丘陵、台地、河谷、盆地齐全, 且地势高差大, 水热条件优越, 可适合亚热带、中亚热带、北亚热带、暖温带和中温带等多种气候类型的植被生长。有关部门应考虑在贵州建立全国性的岩溶珍稀濒危观赏植物迁地保存中心, 这样除贵州外, 还可对桂、滇、川、渝南、湘西、鄂西等岩溶区的珍稀濒危观赏植物进行迁地保护。在迁地保护时, 一定要考虑引种的个体数量, 因为保护一个物种, 必须以种群最小存活量为依据; 对于那些雌雄异株的树种如黄平槭 (*A. huangpinense*) 等, 还应考虑引种个体性别比例。

3.4.2 建立多种类型的地方性(经济型)引种繁殖圃

可利用岩溶区各地的林场、公园、药用植物园、植物园甚至校园等为珍稀濒危观赏植物的引种服务, 并利用这些园地, 挂牌介绍展览, 宣传教育公众参与物种的保护工作。

3.5 加强研究, 保存物种资源

认真研究岩溶区珍稀濒危观赏植物的生长繁殖特点及其生态需求(如传粉媒介、繁殖体、散布者、光照、水分、土壤等)(李新华等, 1999), 以便合理地选择甚至创造适宜的生境, 更有效地实现珍稀濒危观赏植物的保护; 同时要努力探讨岩溶区珍稀濒危观赏植物病虫害防治及其繁殖、栽培、保存的新方法、新途径, 如收集珍稀濒危观赏植物的种子、孢子、组织等建立基因库, 运用植物基因工程、植物组织培养、花药培养等来保存珍稀濒危观赏植物的物种资源(付志军, 1998)。

3.6 保护与开发相结合, 实现岩溶区珍稀濒危观赏植物持续利用

岩溶地区珍稀濒危观赏植物种类多、用途广, 是贵州岩溶区一笔宝贵的财富。目前除少数珍贵药用性质的观赏植物、材用和绿化观赏性植物被过度采收盗挖外, 绝大部分珍稀濒危观赏植物处于一种自生自灭状态, 资源浪费严重。合理适度地开发这一资源, 不仅为本地区多了一条致富门路, 而且通过开发筹集资金, 有利于促进岩溶区珍稀濒危观赏植物保护事业的正常运转, 但开发利用珍稀濒危观赏植物资源必须以保护为前提, 在开发利用时, 要控制开发利用强度和频度, 以保证观赏植物资源的自然更新或自然恢复; 同时还要注意珍稀濒危观赏植物在生长中与其他植物之间的相互依存关系, 尽量保持其原有的群落结构、种群关系, 维护观赏植物正常的再生产能力, 实现珍稀濒危观赏植物资源的持续利用。

参考文献

- 贵州省计划委员会. 1987. 贵州国土资源. 贵阳: 贵州人民出版社, 206~269, 770
- 邓培雅. 2000. 贵州岩溶地区种子植物多样性受损现状及其对策. 贵州环保科技, (1): 21~26
- 代正福, 周正邦. 2000. 贵州亚热带地区特有野生观赏植物濒危原因及保护对策. 资源科学, 22 (1):

77~80

贵州省中药普查办公室, 贵州中药研究所. 1992. 贵州中药资源. 北京: 中国医药科技出版社, 30~61

黄威廉, 屠玉麟, 杨龙. 1988. 贵州植被. 贵阳: 贵州人民出版社

陈正仁. 1997. 茂兰岩溶森林植物区系研究. 见岩溶森林生态研究. 贵阳: 贵州科技出版社

朱守谦. 1997. 岩溶森林生态研究. 贵阳: 贵州科技出版社

国家环保局. 1991. 珍稀濒危植物保护与研究. 北京: 中国环境科学出版社

付志军. 1998. 秦岭珍稀濒危植物资源的利用价值与保护. 山地研究, 16 (4): 325~329

贵州植物志编委会. 1988. 贵州植物志 (第八卷). 成都: 四川民族出版社

袁道先, 蔡桂鸿. 1988. 岩溶环境学. 重庆: 重庆出版社

苏维词. 1996. 岩溶区域生态系统多样性刍议. 中国岩溶, 15 (3): 217~223

薛达明, 蒋明康, 李正方等. 1992. 苏浙皖珍稀濒危植物保护规划的研究. 自然资源学报, 7 (1): 27~33

李新华, 贺善安, 盛宁. 1999. 红豆杉迁地保护中天然种群的形成. 植物资源与环境, 8 (1): 38~41

The Rare and Endangered Ornamental Plants in GuiZhou Karst Regions and Their Conservation

Su Weichi Zhouqingzhen

(Institute of Mountain Resources, Guizhou Academy of Sciences, Guiyang, 550001)

Abstract 73% of the total area of GuiZhou province is covered by carbonate rocks and karst landforms are widely distributed, in which the eco-environment is very fragile, but the diversity of plants is considerably rich. Field survey and previous studies indicate that there are 191 plant species (under 38 families) of rare and endangered ornamental plants in GuiZhou karst regions. The authors analyzed the present status and main features of rare and endangered ornamental plants in GuiZhou karst regions in this paper, exploring the endangered causes of these ornamental plants due to adverse karst habitat (such as barren land, etc.), denudation, over-gathered and eco-environment damage (such as serious soil and water erosion, acid rain, etc.) in consideration of organisms' habits and characteristics of rare and endangered ornamental plants. Based on these analysis and requirements of eco-environmental construction in west development of China, the corresponding protective countermeasures for rare and endangered ornamental plants in GuiZhou karst areas were suggested.

Key words Rare and endangered ornamental plants, Endangered cause, Preservation strategy, GuiZhou karst regions

常绿阔叶植物在紫金山地区的引种 及其适应性分析^{*}

郝日明 吴建忠 王中磊 刘兴剑 毛志滨

江苏省 植物研究所, 南京 210014
中国科学院

摘要 本文总结了地处亚热带北缘的紫金山地区常绿阔叶植物引种栽培情况。目前在该地区城市园林绿化中已引种栽植的有 27 种。通过南京中山植物园的迁地保护研究, 引种栽培成功的常绿阔叶植物多达 96 种(表 1), 其中细叶阿丁枫(*Altingia gracilipes*)、乐东拟单性木兰(*Parakmeria lotungensis*)、红皮糙果茶(*Camellia crapnelliana*)、杨梅叶蚊母(*Distylium myricoides*)、东方野扇花(*Sarcococca orientalis*)等, 自然分布于中亚热带以南地区, 向北引种至本地区后, 其营养器官有较强的耐低温能力, 生长适应性较好。常绿阔叶植物向北引种, 为北亚热带地区常绿园林新树种的利用及其森林生态系统多样性重建提供更多可供利用的种质资源, 并根据不同常绿阔叶植物的地理起源, 探索其引种后在新环境条件下的生态适应性具有重要意义。

关键词 常绿阔叶植物 引种 迁地保护 抗寒性 紫金山

常绿阔叶植物主要分布于我国长江流域以南亚热带温暖湿润地区, 是亚热带森林植被的主要组成树种。我国的常绿阔叶树种主要以壳斗科、樟科、山茶科、木兰科、金缕梅科、杜英科、山矾科、冬青科和紫金牛科等科植物为优势, 其种类和多度, 由南向北递减。紫金山位于长江下游南岸, 北纬 32°, 是常绿阔叶植物分布的北缘地带, 自然分布的常绿阔叶植物有苦槠(*Castanopsis sclerophylla*)、冬青(*Ilex purpurea*)、石楠(*Photinia serrulata*)、乌饭树(*Vaccinium bracteatum*)、枸骨(*Ilex cornuta*)、薜荔(*Ficus pumila*)、扶芳藤(*Euonymus fortunei*)、柞木(*Xylosma japonicum*)、络石(*Trachelospermum jasminoides*)和胡颓子(*Elaeagnus pungens*) 10 种, 依存于次生落叶阔叶林中。

20 世纪 20 年代, 南京因城市建设需要开始引种樟树(Chen, 1928), 据不完全统计, 目前南京城市露天栽培的主要常绿阔叶观赏植物有 27 种。分别为樟树(*Cinnamomum camphora*)、桂花(*Osmanthus fragrans*)、女贞(*Ligustrum lucidum*)、枇杷(*Eriobotrya japonica*)、火棘(*Pyracantha fortuneana*)、广玉兰^{*}(*Magnolia grandiflora*)(*国外引种, 下同)、含笑(*Michelia figo*)、珊瑚树(*Viburnum awabuki*)、杨梅(*Myrica rubra*)、蚊母树(*Distylium racemosum*)、红花檵木(*Loropetalum chinensis* var. *rubrum*)、洒金桃叶珊瑚(*Aucuba nepalensis*)

^{*} 江苏省“333”人才培养工程项目资助

var.sinensis)、栀子花(*Gardenia jasminoides*)、大叶黄杨(*Euonymus japonicus*)、山茶(*Camellia japonica*)、茶梅(*C. sasanqua*)、黄杨(*Buxus microphylla* var.sinica)、细叶黄杨(*B.harlandii*)、富贵草(*Pachysandra terminalis*)、海桐* (*Pittosporum tobira*)、阔叶十大功劳(*Mahonia bealei*)、十大功劳(*M.fortunei*)、南天竹(*Nandina domestica*)、八角金盘* (*Fatsia japonica*)、常春藤(*Hedera nepalensis* var. sinensis)、蔓长春花* (*Vinca major*)，隶属于 17 科 24 属。从生活型看，仅樟树和广玉兰为常绿乔木，有女贞、枇杷等 5 种小乔木，灌木有 18 种，藤本有 2 种。从生长适应性看，樟树、桂花、女贞、蚊母树、海桐已能天然更新。

1 引种概况及结果

地处紫金山南坡的南京中山植物园，于 1953 年恢复建园后，即着手进行常绿阔叶植物的引种(王名金等, 1965; 顾姻等, 1986; 宗世贤等, 1990)。初步统计，目前园内露天栽培且能正确定名的常绿阔叶植物达 96 种(表 1)，隶属于 27 科 51 属，其中乔木 18 种，小乔木 21 种，灌木或灌木状 56 种，藤本 1 种。

表1 南京中山植物园引种露天栽培的常绿阔叶树种

Table 1. The evergreen broad-leaved plants cultivated in the southern slope of Zhongshan mountain, Nanjing

种类	Species	生长习性	引种年限Years after	抗寒性	繁殖
		Habit	introducing	Frost-resistance	Propagate
浙江樟	<i>Cinnamomum chekiangensis</i>	arbor	15>	+	++
天竺桂	<i>Cinnamomum japonicum</i>	arbor	15>	+	++
豺皮樟	<i>Litsea coreana</i> var.sinensis	subarborescent	15>	-	++
江新木姜子	<i>Neolitsea aurata</i> var. chekiangensis	shrubby	10	+	
浙江楠	<i>Phoebe chekiangensis</i>	arbor	10	-	+
闽楠	<i>Ph. bournei</i>	arbor	8	+	
湘楠	<i>Ph. hunanensis</i>	subarborescent	8	+	+
紫楠	<i>Ph. sheareiri</i>	arbor	15>	-	++
白楠	<i>Ph. neurantha</i>	shrubby	15>	-	++
竹叶楠	<i>Phoebe faberi</i>	shrubby	10>	+	
红楠	<i>Machilus thunbergii</i>	subarborescent	15>	+	+
薄叶润楠	<i>M. leptophylla</i>	shrubby	10	-	++
黑壳楠	<i>Lindera megaphylla</i>	subarbor	15>	+	+
月桂*	<i>Laurus nobilis</i>	subarbor	15>	-	+
无患子	<i>Sapindus mukorossi</i>	arbor	15>	+	++
细叶青冈	<i>Cyclobalanopsis gracilis</i>	arbor	15>	+	++
青冈	<i>Cyclobalanopsis glauca</i>	arbor	15>	+	++
小叶青冈	<i>C. myrsinaefolia</i>	arbor	15>	+	++
乌桕栲	<i>Castanopsis jucunda</i>	arbor	15>		
石栎	<i>Lithocarpus glabra</i>	arbor	15>	+	++
绵栎	<i>L. henryi</i>	subarbor	10	+	+
东南石栎	<i>L. harlandii</i>	subarbor	10>	+	+
软木栎*	<i>Quercus suber</i>	shrubby	10>	+	+

(续)

种类	Species	生长习性	引种年限 Years after	抗寒性	繁殖
		Habit	introducing	Frost-resistance	Propagate
大叶冬青	<i>Ilex latifolia</i>	shrub	10>	+	+
华中刺叶冬青	<i>I. centrochinensis</i>	shrub	10>	+	++
铁冬青	<i>I. rotunda</i>	shrub	10	+	+
细刺冬青	<i>I. hylonoma</i>	shrub	10>	+	++
厚叶冬青	<i>I. elmerrilliana</i>	shrub	10>	+	+
全缘冬青	<i>I. integra</i>	subarbor	10	+	+
三花冬青	<i>I. triflora</i>	shrub	10	+	+
钝齿冬青	<i>I. crenata</i>	shrub	10	+	+
猫耳刺	<i>I. Pernyi</i>	shrub	10>	+	++
木莲	<i>Manglietia fordiana</i>	arbor	15>	+	+
乐东拟单性木兰	<i>Parakmeria lotungensis</i>	subarbor	10	+	
阔瓣含笑	<i>Michelia platypetala</i>	shrub	15>	+	+
台湾含笑	<i>M. compressa</i>	subarbor	15>	+	++
灰毛含笑	<i>M. foveolata</i> var. <i>cinerascens</i>	subarbor	10	+	
深山含笑	<i>M. maudiae</i>	subarbor	15	+	+
乐昌含笑	<i>M. chapensis</i>	arbor	15	+	
红茴香	<i>Illicium henryi</i>	shrub	15>	+	+
菲草	<i>I. lanceolatum</i>	shrub	10	+	+
鹰爪枫	<i>Holboellia coriacea</i>	vine	10	+	
槲木	<i>Loropetalum chinense</i>	shrub	15	+	+
杨梅叶蚊母树	<i>Distylium myricoides</i>	subarbor	15>	+	++
小叶蚊母树	<i>D. buxifolium</i>	shrub	15	+	+
水丝梨	<i>Sycopsis sinensis</i>	shrubby	10	+	+
细柄阿丁枫	<i>Altingia gracilipes</i>	subarborescent	15>	+	+
阿丁枫	<i>A. chinensis</i>	shrubby	10	+	
宁波木樨	<i>Osmanthus cooperi</i>	shrub	10	+	+
牛矢果	<i>O. matsumuranus</i>	shrub	10	+	+
刺叶桂樱	<i>Laurocerasus spinulosa</i>	subarbor	15>	+	+
美国桂樱	<i>Laurocerasus officinalis</i>	subarbor	15>	+	+
大叶桂樱	<i>L. zippeliana</i>	shrub	15>	+	
椴木石楠	<i>Photinia davidsoniae</i>	arbor	20>	+	++
光叶石楠	<i>Ph. glabra</i>	shrub	10	+	
大叶石斑木	<i>Raphiolepis major</i>	shrub	8	+	+
樟叶槭	<i>Acer cinnamomifolium</i>	subarbor	15>	+	+
飞蛾槭	<i>A. oblongum</i>	subarbor	15>	+	+
罗浮槭	<i>A. fabri</i>	shrub	10	+	+
枸橘	<i>Poncirus trifoliata</i>	subarbor	15>	+	++

(续)

种类	Species	生 长 习 性	引种年限Years after	抗寒性	繁殖
		Habit	introducing	Frost-resistance	Propagate
茵芋	<i>Skimmia reevesiana</i>	shrub	10	+	+
肉花卫矛	<i>Euonymus carnosus</i>	shrub	10	+	
冬青卫矛	<i>E. japonicus</i>	shrub	10	+	
福建假卫矛	<i>Microtropis fokiensis</i>	shrub	10	+	
崖花海桐	<i>Pittosporum illicioides</i>	shrub	10	+	+
狭叶海桐	<i>P. glabratum</i> var. <i>neriifolium</i>	shrub	10	+	+
四川山矾	<i>Symplocos setchuensis</i>	shrub	8	+	
厚皮香	<i>Ternstroemia gymnanthera</i>	shrub	15>	+	+
油茶	<i>Camellia oleifera</i>	shrub	15>	+	++
红花油茶	<i>C. chekiang-oleosa</i>	shrubby	10	+	
短柱茶	<i>C. brevistyla</i>	shrub		+	
金花茶	<i>C. chrysantha</i>	shrub	8	+	
滇山茶	<i>C. reticulata</i>	shrub	10	+	+
红皮糙果茶	<i>C. crapnelliana</i>	shrub	10	+	+
杨桐	<i>Cleyera japonica</i>	shrub	10	+	+
微毛柃	<i>Eurya hebeclados</i>	shrub	10	+	+
格药柃	<i>E. muricata</i>	shrub	10	+	+
阔瓣杜英	<i>Elaeocarpus decipiens</i>	arbor	15>	-	+
花榈木	<i>Ormosia henryi</i>	arbor	15>	-	+
红豆树	<i>O. hosiei</i>	arbor	15>	-	+
树参	<i>Dendropanax dentiger</i>	subarbor	15	-	
短梗大参	<i>Macropanax rosthornii</i>	shrub	15	+	+
虎皮楠	<i>Daphniphyllum oldhamii</i>	shrubby	8	-	
亮叶蜡梅	<i>Chimonanthus nitens</i>	shrub	10	+	+
东方野扇花	<i>Sarcococca orientalis</i>	shrub	10	+	+
头状四照花	<i>Dendrobenthamia capitata</i>	shrubby	10	+	+
桃叶珊瑚	<i>Aucuba chinensis</i>	shrub	10	+	+
皱叶荚蒾	<i>Viburnum rhytidophyllum</i>	shrub	8	+	
球核荚蒾	<i>V. propinquum</i>	shrub	10>	+	+
密花荚蒾	<i>V. congestum</i>	shrub	10>	+	
马缨花	<i>Rhododendron ovatum</i>	shrub	10	+	
梭罗树	<i>Reevesia pubescens</i>	arbor	30>	+	+
红凉伞	<i>Ardisia crenata</i> var. <i>bidor</i>	shrub	5>	+	
百两金	<i>Ardisia crispa</i>	shrub	5>	+	
紫金牛	<i>A. japonica</i>	shrub	10	+	+
铁仔	<i>Myrsine africana</i>	shrub	5	+	

注: 生长习性: arbor: 乔木, subarbor: 小乔木, subarborescent: 小乔木状, shrub: 灌木, shrubby: 灌木状, vine: 藤本。抗寒性 frost-resistance: “—”: slight-frostbite。繁殖 propagate: “+”: 开花结果 having had blossomed and fruited in our garden: “++”: 天然更新 having had seedlings in nature

引种成活的一些种类,如红楠、豺皮樟、细柄阿丁枫等在本生境适宜气温条件下为高大乔木,而在紫金山地区生长呈小乔木状;水丝梨、浙江新木姜子和和大叶桂樱等在本生境适宜气温条件下为小乔木,而在紫金山地区生长却呈灌木状。从引种植物隶属分类群看,樟科引种成活 7 属 14 种,是引种成活种类最多的类群。引种成活由高到低依次为山茶科 4 属 9 种,壳斗科 3 属 8 种,金缕梅科 4 属 6 种,蔷薇科 3 属 6 种,木兰科 3 属 5 种,冬青科 1 属 9 种,从这些类群中有希望引种成活更多种类。

引种成功的许多种类中有一些传统上认为是典型的中亚热带区系成分,如乐东拟单性木兰、杨梅叶蚊母树、水丝梨、福建假卫矛、红皮糙果茶、头状四照花、阿丁枫、东方野扇花等,其自然分布的北界大多位于北纬 28° 以南,引种后在园内露天栽培(约北纬 32°),引种至今均无明显冻害,这些植物的营养器官对紫金山的冬季低温有较好的适应性。特别是引种成活的细柄阿丁枫,在水热条件好的低纬度可形成板根,在华东地区自然分布的北界位于闽北浙南山地,约北纬 28° 以南,在南京地区露天栽培表现出良好的抗寒性,引种近 20 年来未出现过冻害,已开花结果,生长适应性良好;就温度而言,该植物自然分布北界所具有的水热气候条件并不是其生理适应极限条件。中亚热带分布的另一些种类,如红豆树和梭罗树引种后在苗期和幼树期,其叶和幼枝有轻微冻害,但成年树一般无冻害发生;另外,杜英科的阔瓣杜英和樟科的浙江楠,一般年份在南京地区能正常越冬,如极端温度低于 -9°C 其幼枝和叶有明显冻害,在 1991 年强寒潮时,地上部分出现死亡,次年从基茎萌生新芽,虽然对南京地区冬季温度变化较为敏感,但在南京地区基本能完成其生长过程。然而,以上所述的中亚热带区系成分除杨梅叶蚊母树外,在引种地均天然更新不良,尽管开花正常,但结实率低,推测这些植物的配子体及其生殖生长过程对紫金山地区的低温适应能力较差。

自然分布北界达到北亚热带的常绿种类,如浙江樟、天竺桂、莽草、鹰爪枫等,引种到地处亚热带北缘的紫金山,大多数能正常生长和繁殖。但有部分种类,如白楠、豺皮樟、薄叶润楠、黑壳楠、树参等在南京地区较冷的年份其营养器官的叶、芽或幼枝有明显冻害,但这些种类均能天然更新,园内常见实生苗,其生殖生长过程耐低温能力较强。

2 常绿阔叶植物引种适应性分析

常绿阔叶树种分布的北界,外因主要制约于以温度为主导的气候条件。一般认为抗寒性愈强,分布得愈北,反之则分布愈南(刘昉勋等,1988~1989)。引种植物抗冻观察表明,低温尤其是早春出现的寒潮(郝日明等,1999),仍然是常绿阔叶植物向北引种的主要制约因素。不少常绿阔叶植物在紫金山地区能够引种成功可能还与以下因素有密切关系。

与常绿阔叶植物种子的传播方式有很大关系。自然分布较北的樟科和冬青科植物的外果皮为浆果状,为典型的鸟类传播种子类型,种子向北渗透的能力强;而耐寒能力强的金缕梅科植物为蒴果,借助果实自身弹力传播种子,种子传播能力差。历史上的冰川灾难及人类高强度的砍伐破坏,会使常绿阔叶植物的分布向南退却,气候恢复正常后,渗透能力强的种类向北扩张能力愈强。

另一方面,与植物的系统起源发生有关,起源低纬度的常绿种类,由于历史原因退居到低纬度中高海拔山地,如乐东拟单性木兰自然分布北界约北纬 28° ,而其分布海拔在 700~1 000m,具有耐低温能力。还有一类引种成功的常绿阔叶植物,其系统发育的近缘

分类群中有许多是分布在北方高纬度地区的落叶种类,如已引种成功的头状四照花虽为常绿种类,主产浙江南部、湖南、湖北、广西、贵州、四川、云南和西藏地区,自然分布北界为北纬 28°,但所隶属的属为温带区系成分,同属的大多数种类为落叶习性,适应于暖温带气候条件。引种成功的 3 种常绿槭树是槭属中的南方分布种,但槭属为北温带区系成分,该属的大多数种类为落叶习性,适应于温带气候生长。

一些低纬度分布常绿植物在遗传进化上具有潜在的耐低温能力。部分引种成功的常绿植物虽分布于南方,但形态上或多或少具有耐寒适应性形态性状,如樟科植物、金缕梅科的阿丁枫,山茶科的山茶属植物,冬芽为鳞芽;如木兰科植物,冬芽具有总苞片,增强了这些植物的冬季抗寒能力。另一些引种成功植物,向北引种后生长习性出现适应性变化,由原来的常绿变为半常绿,如梧桐科的梭罗树,在南京地区,3~4 月出现落叶;无患子科的无患子,11 月底至次年 4 月出现落叶,冬季低温促使上述植物叶柄基部产生离层,促使叶片脱落,以适应低温气候。

引种结果表明,常绿阔叶植物的分布不仅与其营养器官的耐受低温的能力有关,而且与其生殖器官的耐受低温的能力有关。福建假卫矛、油茶、枇杷、茶梅和东方野扇花等常绿阔叶植物在紫金山地区一般冬季开花,水丝梨、台湾含笑和梭罗树等大多数种类在紫金山地区春季开花,紫金山地区的冬季和早春的气温明显低于这些植物原产地气温,冬季越冷,次年形成的果实往往越少。低温对常绿植物生殖生长过程的伤害程度应该是限制一些常绿植物向北分布的重要因素之一,这一问题的深入阐述有待今后进一步研究。

常绿阔叶植物对旱生生境的适应能力高低,是影响某些常绿阔叶植物种类引种成功与否的因素。不少常绿阔叶植物自然分布于低纬度山区的山谷溪边,如大叶冬青多分布于阴湿沟坡地,深山含笑、乐昌含笑也分布于山坡的下坡位,适应于湿润生境条件。上述植物在南京地区引种无冻害,但需种植在水土条件较好的半荫蔽生境,或配植在建筑物的东北向位置;如果种植在热辐射较强的全日照生境,多生长不良,甚至死亡。推测非全日照生境可减少植物的蒸腾作用,有利于植物体与环境之间的水分平衡。

紫金山常绿成分偏少,仅 10 种,其原因有学者认为南京地区现状植被特征可能与其冬季非常寒冷有关(阎传海等,1995)。作者认为,更重要的原因是长期人为干扰破坏,紫金山现状植被由于长期人为扰动,次生植被中黄连木(*Pistacia chinensis*)、黄檀(*Dalbergia hupeana*)等阳生先锋树种占较高比率,刺槐(*Robinia pseudoacacia*)、梧桐(*Firmiana platanifolia*)等归化植物已成为当地植被成分的一部分,具有干扰森林生态系统特征。将紫金山与从北向南依次出现的宜溧山地、天目山、武夷山 3 地区自然分布常绿植物数量比较(表 2),可以看出,由南向北常绿植物科、属、种数量依次递减,虽然武夷山与天目山两地南北相差多达 2.5 个纬度,由于 2 山地之间有仙霞岭、千里岗、昱岭等山体相联系,天目山常绿植物与武夷山相比,科数量仅减少了 18.4%,属数量减少了 36.2%,种数量减少了 49.5%;天目山与其余脉宜溧山地相比,常绿植物科数量减少了 16.1%,属数量减少了 26.4%,种数量减少了 38.4%;而紫金山与宜溧山地虽然气候条件较为一致,两地相距不远,紫金山常绿植物与宜溧山地相比,科数量急剧减少了 65.4%,属数量急剧减少了 76.9%,种数量急剧减少了 83.6%。紫金山与宜溧山地之间为广袤的农田耕作区,成为基因交流和种子传播的障碍,历史上紫金山植被中的常绿树种被人为破坏毁灭后,由于空间隔离,较难通过种子自然传播得到补充,就连与紫金山相邻的牛首山分布的青冈,宝华山分

布的紫楠、青冈等常绿成分，也无法通过自然传播途径进入紫金山，导致其自然分布的常

表2. 紫金山与宜溧山地、天目山、武夷山常绿植物数量统计及气候比较

Table 2. Comparison of the air temperature data and evergreen broad-leaved plants among Zhongshan mountain, Yi-Li mountainous region, Tianmu mountain and Wuyi mountain

	紫金山 Zhongshan mountain	宜溧山地 Yi-Li mountainous region	天目山 Tianmu mountain	武夷山 Wuyi mountain
纬度 Latitude	32° 00' N	31° 20' N	30° 21' N	27° 50' N
年平均气温 Year average temperature (°C)	15.3	15.4	15.8	17.7
1月平均气温 1 month average temperature (°C)	2.0	2.4	4.3	6.8
7月平均气温 7 month average temperature (°C)	28.0	28.4	27.0	27.5
科数 Family	9	26	31	38
属数 Genus	9	39	53	83
种数 Species	10	61	99	196
乔木和小乔木 Arbor and subarbor	3	15	44	96
灌木 Shrub	4	31	35	78
藤本 Vine	3	15	20	22

绿植物日趋减少。从气候条件看，在宜溧山地能够正常生长的常绿阔叶植物在紫金山地区也应该能够正常生长。引种结果也表明，紫金山地处的气候条件能够满足许多常绿阔叶植物的正常生长。借助于人为引种，不少常绿阔叶植物已逸生进入紫金山自然植被中，目前进入紫金山森林植被的常绿阔叶树种有女贞、海桐、樟树、紫楠、白楠、青冈、浙江桂、桂花、枇杷、豺皮樟、杨梅叶蚊母树、柑橘等，今后必将影响紫金山植被演替过程。常绿阔叶植物的引种有利于紫金山的植被恢复重建，尤其是随着全球气候变暖，人为向较高纬度引种常绿植物，增加其森林组成中常绿植物的种类，优化其结构，有利于最大限度地提高森林植被对生态环境的调控功能，对改善生态环境有重要意义。

参考文献

- Chen Yung. 1928. The change of Forest-region in Nanjing, The Journal of Agricultural Association of China (中华农学会专刊) (64~65): 31~33
- 王名金等. 1965. 华东地区常绿阔叶树的引种. 植物引种驯化集刊第一集. 北京: 科学出版社, 34~48
- 顾姻等. 1986. 中国东部抗寒常绿阔叶树种. 南京中山植物园研究论文集. 南京: 江苏科学技术出版社, 79~81
- 宗世贤等. 1990. 三种珍贵樟科树种生态特性的初步研究. 南京中山植物园研究论文集. 南京: 江苏科学技术出版社, 75~81
- 刘昉勋, 黄志远. 1988~1989. 江苏境内常绿阔叶树的分布及其在亚热带植被形成中的作用. 南京中山植物园研究论文集. 南京: 江苏科学技术出版社, 21~30
- 郝日明, 魏宏图. 1999. 紫金山森林植被性质与常绿落叶阔叶混交林重建可能性的探讨. 植物生态学报, 23 (2): 108~115
- 阎传海等. 1995. 南京地区森林植被的初步研究. 植物生态学报, 19 (3): 280~285

Introduction of evergreen broad-leaved trees in Zhongshan region and discussion of their adaptability

Hao Riming, Wu Jianzhong, Wang Zhonglei, Liu Xingjian, Mao Zhibin

(Institute of Botany, Jiangsu Province and Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210014)

Abstract The authors summarized the introduction of evergreen broad-leaved trees in Zhongshan area in this paper. Now, about 27 tree species have been introduced in and around the city as garden plants. over 96 tree species have also been introduced in the botanical garden for *Ex situ* conservation (table 1), and among them *Altingia gracilipes*, *Parakmeria lotungensis*, *Camellia crapnelliana*, *Distylium myricoides*, *Sarcococca orientalis* etc. distribute naturally in the southern subtropical zone, grow well after being introduced into Zhongshan area which belongs to the northern subtropical zone. All of these introduced evergreen broad-leaved trees have a potentiality of frost-resistance to the low temperature in winter in Zhongshan area. The authors also explained some possibilities for successful introduction of evergreen broad-leaved trees from the south to the north. Introduction of evergreen broad-leaved trees has contributed to select new garden plants to this area. The ecological problems such as the essential reasons of their natural distribution and the adaptability of their growth have also been discussed.

Key word Evergreen broad-leaved trees, Introduction, *Ex situ* conservation, Frost resistance, Zhongshan area

常绿杜鹃花类种子繁殖^{*}

耿玉英

(中国科学院植物研究所华西亚高山植物园 四川都江堰 611830)

摘要 作为我国第一个杜鹃花专类园,从1988年建园开始就重点对我国高山、亚高山常绿杜鹃花进行了大量引种栽培及繁殖生物学技术试验探讨,取得了较大成绩。本文主要介绍了一些种类进行种子繁殖及小苗生长发育情况。试验观察了近150种、300个引种号的杜鹃花种子发芽率、成苗率、小苗生长发育与试验地温度、湿度、种子贮藏时间和播种基质之间的关系,结果表明:常绿杜鹃花种子发芽的最适温度是18~23℃,种子寿命能够保持3~5年,贮藏3年的种子仍能保持30%~40%的发芽率,但要保证小苗的生长质量,采种一年内播种最好。在华西亚高山植物园,采种次年的4月中旬至4月底播种效果最好。杜鹃花种子繁殖能否成功关键在于从发芽到第一片真叶长出这一时期的管理,实践证明:大棚内的空气湿度保持在60%~55%,低于成熟植株生长环境的湿度、基质含水量在20%~35%——低于成熟植株生长的土壤湿度,小苗生长期间地温以13~20℃、气温18~23℃、切忌高湿、高温。小苗生长不能过于拥挤,小苗叶片之间不相互迭压为好。

关键词 常绿杜鹃花 种子繁殖

作为著名的观赏植物,原产于我国高山、亚高山的常绿杜鹃花中许多种已为世界广为利用。我国对杜鹃花的引种早在几世纪前就已进行,有关杜鹃花的繁殖技术也有过少量的报道,但多限于低山的映山红类(方明渊,1993)。由于种种原因,作为杜鹃花种类最丰富的我国却一直没有一个专类园对杜鹃花进行迁地保护和生物多样性研究,更谈不上对它们的开发利用。建于1988年的华西亚高山植物园是中科院第一个进行杜鹃花迁地保护、生物多样性研究的专类园,从建园开始,对原产于滇西北、川西南及藏东南、贵州等地的杜鹃花进行了大量的引种和种子繁殖试验,先后用种子繁殖成功150多种(近300个引种号),并对其的一些种进行了迁地保护和低海拔引种栽培试验。建成了具有近40000株开花植株的迁地保护区和近40000株繁殖小苗的大型杜鹃资源保存基地,为进一步开展生物多样性保护研究、为我国园林建设增加新的资源和开发利用打下了一定的基础。

1 试验材料来源与试验地

试验地在华西亚高山植物园的龙池基地,位于川西平原向青藏高原过渡地带的四川省都江堰市西北约30km的龙池地区,北纬30°44',东经103°27',海拔高度为1780m,年均气温为8.5~11℃,极端最高温30℃,极端最低温零下12℃,年降水量为1750~1850

^{*}华西亚高山植物园所有同志参加了此项工作

mm，年均湿度 87%^{**}。引种地和试验地的条件比较见表 1。

表 1 试验地与引种地的气候因子对比

地 名	位 置	海拔高度 (m)	年平均气温 (℃)	7 月平均气温 (℃)	1 月平均 气温(℃)	年降水量 (mm)	相对湿度 (%)
园龙池基地	31°	1 780	8.0	15. 2	- 1	1 600~2 000	85~90
四川会理龙肘山	26° 40′	2 500	11. 7	15. 8	3. 1	900~1 350	78
四川西昌螺髻山	27° 30′	2 900	8. 6	13. 4	1. 7	1 200~1 650	80
四川木里林区	28° 12′	3 200	5. 7	12. 4	- 1. 5	1 300~1 500	78~80
四川石棉栗子坪	28° 50′	2 100	12. 1	19. 3		1 100~1 450	75
云南大理苍山	25° 42′	2 700	15. 0	19. 2	8. 5	1 150~1 500	75
贵州大方百里	27° 11′	165~1 700	11. 5	20. 1	11. 5	1 150~1 300	81

2 材料与方法

2.1 种子的采集、播种前的准备

因种而异，杜鹃花种子成熟时间有一定的差别。10 月中旬至 11 月初当果皮变为褐色或黄褐色时便可采集，但腺果杜鹃（*Rhododendron davidii*）等种成熟较早应在 8 月中旬采集，其果实在 8 月 20 号左右已经开裂。而卧龙杜鹃（*R. wolongense*），喇叭杜鹃（*R. discolor*）和耳叶杜鹃（*R. auriculatum*）等发育较迟的种类，种子成熟在 11 月底至 12 月初，采集时间应该在 11 月中旬以后。将采集的果实装在透气性好的布袋或纸袋内、挂在室内阳光不会直照的地方任其自然风干、果皮开裂、抖出种子即可播种。

2.2 播种基质准备

华西亚高山植物园大量播种主要是在 1988、1997 和 1998 年。142 种（包括重复种），270 多个引种。1988 年地播所基质为：①常绿林下腐殖土，②粗河沙，③木屑，④龙池杜鹃花林下土。1997 年播种基质为：①纯泥炭，②泥炭+菌渣+沙+龙池林下土（比例为 40：10：30：20）。播种前用喷雾器反复数次喷水至播种床基质透湿。用播种盘播种，则采用底部浸水。几各播种介质的含水量分别为 20%~45%。

2.3 试验观察项目和方法

设计不同的温度、pH 值和种子贮藏的不同时间、选择不同的基质播种，进行观察。试验室内根据不同种子的大小,在直径为 9cm 的培养皿（内垫直径略小、较其深度薄 2~3mm 的泡沫，泡沫上面铺盖滤纸）内播种 100~120 粒；大棚内播种用面积约 20cm×30cm 的播种盘，播种量为 300~400 粒，以第二片真叶生出时植株间不相拥挤为适（重复试验 1~3 次）。

2.3.1 不同温度对发芽的影响

杜鹃花分布范围广，因此温度变化也较大。有资料表明，不同种类的杜鹃花的生长发育温度变化从 - 18℃~27℃（Cox, 1993），本试验设计不同的温度条件，观察不同杜鹃花种子发芽情况，从而了解杜鹃花发芽最适温度，以便更好管理（表 2）。

表2 不同温度对种子发芽的影响 (pH 值为 5.5, 60 种供试种的发芽情况)

Table 2 the seed germination percentage in different temperature

温度(℃)	10	12.5	15	17.5	20	22.5	25	27.5	30
发芽天数		24	17	14	14	11	8	10	27
发芽种数		2	59	59	59	59	59	28	11
发芽率(%)		3	99	99	99	99	99	47	18

种子发芽天数指从播种到第一粒种子胚根突破种皮所需的时间(天),发芽率是播种30天时,种子发芽数量(表3)。

表3 不同温度对大白杜鹃种子发芽的影响比较 (pH 值为 5.5)

Table 3 The infection of different temperation on the seed germination percentage of *R. decorum*

温度(℃)	12.5	15	20	22.5	25	27.5	30
发芽天数	18	14	10	8	8	11	11
发芽率(%)	21	27	78	84	81	57	11

2.3.2 不同 pH 对杜鹃花的种子发芽的影响

有关杜鹃花繁殖研究资料表明:杜鹃花生长的最适 pH 值为 5~6,也有报道说明原产于北美的极大杜鹃 (*R. maximum*) 可以在 pH 值 2.9~6 的土壤良好生长,而原产于欧洲 *R. ferrugineum* 可以在 pH 值 4~7.2 的土壤生长良好(Cox, 1993),为了了解引种在华西亚高山植物园的常绿杜鹃花生长发育的最适 pH,设计试验 pH 值 3.5~7,每 0.5 为试验观察,现以大白杜鹃和红棕杜鹃 (*R. rubiginosum*) 为例,进一步说明不同 pH 值对杜鹃花种子发芽的影响(表4、表5、表6)。

表4 不同 pH 对杜鹃花种子发芽的影响 (播种的 67 种杜鹃花发芽情况)

Table 4 Seed germination percentage of 67 species of *Rhododendron* in different pH

PH 值	3.5	4	4.5	5	5.5	6	6.5	7	7.5
发芽数	11	51	67	67	67	67	64	32	7
发芽率(%)	16	76	100	100	100	100	95	48	13

表5 大白杜鹃原产地土壤的 pH 值

Table 5 The pH of the soil of *R. decorum* distribution

原产地	海拔高度 (m)	取土部位	pH
丽江玉水寨上	2 700	根部附近	6.9
会理龙肘山	2 500	根部附近	6.7
木里 913 林场附近	3 700	根部附近	5.2
石棉栗子坪	2 100	根部附近	6.1
西昌螺髻山	3 100	根部附近	4.7

表 6 不同 pH 对大白杜鹃和红棕杜鹃种子发芽的影响 (温度为 25℃)
Table.6 Seed germination percentage of *R. decorum* and *R. rubiginosum* in different pH

pH	3.5	4	4.5	5	5.5	6	6.5	7	7.5
大白杜鹃 (%)	3	41	65	74	81	83	81	34	
红棕杜鹃 (%)		32	47	62	66	67	64	45	17

2. 3. 4 不同播种时间对种子发芽情况 (表 7)

表 7 不同播种时间种子发芽情况比较
Table.7 Seed germination percentage and seedling survived of different time of sowing

	大白杜鹃 <i>R. decorum</i>		问客杜鹃 <i>R. ambiguum</i>		繁花杜鹃 <i>R. floribundum</i>		露珠杜鹃 <i>R. irrorrtum</i>		锈红杜鹃 <i>R. bureavii</i>	
播种日期	4. 17	11. 21	4. 17	11. 21	4. 17	11. 21	4. 17	11. 21	4. 17	11. 21
出芽日期	4. 26	12. 24	4. 30	12. 31	4. 27	1. 8.	4. 29	12. 27	5. 2.	1. 6.
出芽数	329	117	335	104	314	137	297	137	231	79
发芽率	82	29	84	26	79	34	74	34	58	20
成苗数	274	113	297	89	173	114	131	82	73	17
成苗率	69	28	74	22	43	29	33	20	18	4

播种量为 400 粒

2. 3. 5 不同基质对种子发芽及生长发育影响

表 8 不同基质对杜鹃花种子发芽和成苗的影响
Table.8 the effect of seed germination and seedlings' growth by different media

基质	pH 值	播种 (种数)	发芽 (种数)	发芽率 (种%)	成苗 (种数)	成苗率 (种%)
常绿林下腐质土	5. 5	62	62	100	57	91
龙池山原土+苔藓	6.2	69	61	87	54	78
木屑	4.7~5.2	62	13	21	1	2
砂+苔藓		62	39	63	7	11
纯泥炭	4.5~5.1	62	62	100	59	95
泥炭+菌渣+砂+						
原土*	4.1~5.7	62	62	100	60	98

3. 结果与讨论

(1)温度为 18~25℃时,杜鹃花发芽率最高,虽然温度为 25℃发芽比 18℃时提前 3~5 天,但由于杜鹃种子小,发芽时特别是在华西大量播种时进行消毒比较麻烦,温度高时种子易霉变,在 25℃以上有 40%,30℃时 90 种子霉变,在 18~22℃为最佳播种温度 (表 2、表 3);

(2)由表 4、表 5 和 6,杜鹃花种子繁殖能适应的 pH 值范围较广,从 pH 值 3.5~7.5,都有不同的杜鹃花种子能够发芽,但以 pH 值 4.5~6.5 繁殖效果最好,播种的 67 种杜鹃花在这一范围种子都能发芽,发芽率最高。这可能是大白杜鹃等种类分布广,能适应多种土

壤条件的原因之一。

(3) 在华西亚高山植物园, 杜鹃花的播种时间以采种次年的4月中旬至5月初为好。采种当年播种, 即使在大棚内的介质温度也只有 $1\sim 5^{\circ}\text{C}$, 播种后温度不断降低, 在这一期间播种后, 杜鹃花种子发芽慢, 多数种类以子叶度过寒冷的严冬天, 成苗及小苗的生长发育均不良。而在次年的4月中旬后, 介质温度一般为 $9\sim 11^{\circ}\text{C}$ 以上, 播种后温度不断升高, 种子发芽时间较短, 小苗生长期长, 有利于成苗(表7)。

(4) 由表8: 泥炭+菌渣+沙+原土及常绿林下腐质土播种效果最好, 小苗可以于其中生长较长时间(2年), 纯泥炭可以作为杜鹃的播种基质, 但很难控制: 湿时积水、干则强烈收缩, 不但给管理带来很大困难, 同时使用时间长的纯泥炭非常板结、很难透水, 小苗的根在使用18月以上的纯泥炭内不能生长, 加上多数常绿杜鹃小苗生长很慢, 不能及时分株移植, 因此纯泥炭最好不作为播种基质。木屑也不能作为杜鹃的播种基质尤其是没有彻底分解熟化的木屑, 随时间分解引起基质pH值降低、同时在分解过程中将产生大量的热, 导致种子或小苗严重灼伤。沙几乎没有保水力, 这远远不能满足杜鹃对湿度的要求因此沙也不能作为杜鹃的播种基质。

(5) 在播种试验过程中发现, 同一种小苗在华西植物园的适应情况与原产地的海拔高度没有关系, 但与其生境条件有一定的关系, 常绿杜鹃亚属与多数杜鹃亚属种类的分布区与华西亚高山植物园有相似的生境条件, 因此这些种类引种都能成功。

4. 播种后小苗的管理

杜鹃花小苗的生长速度差别很大, 从胚根突破种皮到子叶长出需要 $15\sim 31$ 天, 从子叶到第一真叶, 大约要 $35\sim 55$ 天, 常绿杜鹃花亚属中以杯毛亚组、大叶亚组等种类生长最慢, 3年生小苗 $2.5\sim 7\text{cm}$ 高, 而云锦亚组、杜鹃亚属中三花亚组的种类, 2年生小苗可达 $7\sim 9\text{cm}$, 最高可生长 17cm , 三花亚组的多数种类2年生小苗的高度可达成 $5\sim 20\text{cm}$ 。从种子发芽到真叶长出是杜鹃花生长过程中管理的一个重要时期, 直接关系到种子繁殖的成功率, 这一阶段对水分和小苗的疏密控制十分重要。过于拥挤和潮湿均会引起立枯病及霉变, 造成小苗大量死亡。面积为 $20\text{cm}\times 30\text{cm}$ 的播种盘可以容纳具2片真叶的小苗 $180\sim 220$ 株小苗, 小苗生长高度为 $2.5\sim 3\text{cm}$ 时即可进行分苗移栽, 移栽最好在春天进行, 可以保证小苗有较长生长期, 无论是播种还是小苗移栽, 都应有充足的水分保证, 播种采用底部浸水的方式、小苗则可以采取喷洒, 在播种或移苗一次透浇后, 每隔 $1\sim 3$ 天浇一次, 冬天每周一次; 在空气相对干燥的季节, 可以采取一天两次喷洒叶面, 保持空气湿度。在温度较高的 $5\sim 7$ 月, 尤其应该采取叶面喷洒, 此时, 介质湿度控制在 30% 左右, 要低于成熟植株生长发育时介质的湿度, 过于潮湿小苗极易患根腐病、猝倒病引起小苗大量死亡。

从播种到开花, 不同的种类表现出极大差异。在华西亚高山自然条件下, 开花时间最短的是大白杜鹃, 从播种到开花时间为 $4\sim 5$ 年, 其次是黄花杜鹃, 5 年, 秀雅杜鹃, 5 年。开花时间最度的是杯毛亚组和大叶亚组的种类, 播种 10 年未曾开花。

5. 结论

常绿杜鹃花是一类具有极高观赏价值的高山野生花卉, 一些种类如大白杜鹃、美容杜鹃等繁殖容易, 适应性较强, 对土壤、水分生长条件要求粗放, 具有抗病、抗寒性, 并有

一定抗热性。杜鹃花种子多产，繁殖效率高，从种子到开花如果加强管理，开花周期短，因此，部分种类如大白杜鹃、腺果杜鹃、岷江杜鹃等种类极有可能成为一种新的园林观赏花卉在我国西南、南方城市开发利用，确是我国园林界具有极大开发利用价值的一大类新资源（表9）。

表9 供种子繁殖的部分绿杜鹃花名录(胡琳贞等, 1994; 方瑞征等, 1999)

中文名	学名	引种地	海拔高度 (m)	组别	播种时间(年)	适应***
星毛杜鹃	<i>R. asterochnoum</i>	四川汉原	1 900	云锦杜鹃亚组	1997	F
美容杜鹃	<i>R. calophytum</i>	峨眉山、贡嘎山	1 600	云锦亚组	1996、1997	F
疏花美容杜鹃	<i>var. pauciflorum</i>	金佛山	2 900	云锦亚组	1998	F
大白杜鹃	<i>R. decorum</i>	四川、云南	2 700~3 500	云锦亚组	1988、1997 开花	G
云锦杜鹃	<i>R. fortunei</i>	庐山	1 100	云锦亚组	1998	G
波叶杜鹃	<i>R. hemisleyanum</i>	峨眉山	500	云锦亚组	1996	G
山光杜鹃	<i>R. oreodoxa</i>	木里	3 100	云锦亚组	1997	G
早春杜鹃	<i>R. praevernum</i>	神农架	2 700	云锦亚组	1998	G
卧龙杜鹃	<i>R. welongense</i>	本地	1 700	云锦亚组	1997	F
亮叶杜鹃	<i>R. vernicosum</i>	四川、云南	3 100	云锦亚组	1988、1997	G
问客杜鹃	<i>R. ambiguum</i>	四川会理	2 900	三花杜鹃亚组	1997	G
紫花杜鹃	<i>R. amesiae</i>	西昌	3 700	三花亚组	1997	G
毛肋杜鹃	<i>R. augustinii</i>	会理	2 700	三花亚组	1997	F
文雅杜鹃	<i>R. concinnum</i>	滇西北	2 700	三花亚组	1988 开花	G
黄花杜鹃	<i>R. lutescens</i>	滇西北	2 700	三花亚组	1988 开花	G
山育杜鹃	<i>R. oreotrephe</i> s	滇西北、西昌	2 700~2 900	三花亚组	1988、1997 开花	G
基毛杜鹃	<i>R. rigidum</i>	滇西北	2 700	三花亚组	1988 开花	GL
锈叶杜鹃	<i>R. siderophyllum</i>	会理	2 900	三花亚组	1997 开花	G
康南杜鹃	<i>R. tatsienense</i>	会理	2 900	三花亚组	1997	G
永宁杜鹃	<i>R. yungningense</i>	滇西北	3 100	三花亚组	1988、1997 开花	G
云南杜鹃	<i>R. yunnanense</i>	滇西北	3 100	三花亚组	1988、1997 开花	G
白面杜鹃	<i>R. zaleucum</i>	滇西北	3 100	三花亚组	1988、1997 开花	G
银叶杜鹃	<i>R. argyrophyllum</i>	峨眉山	2 100	银叶杜鹃亚组	1996	F
银叶杜鹃	<i>var. nankingense</i>	金佛山	1 900	银叶亚组	1998	G
光蕊杜鹃	<i>R. coryamum</i>	林芝	3 200	银叶亚组	1998	G
繁花杜鹃	<i>R. floribundum</i>	四川会理	2 400	银叶亚组	1997	G
迷人杜鹃	<i>A. agastum</i>	滇西北	3 100	露珠杜鹃亚组	1997	G
桃叶杜鹃	<i>R. annae</i>	贵州大方	1 700	露珠亚组	1998	G
团花杜鹃	<i>R. anthosphaerum</i>	滇西北	2 800	露珠亚组	1997	F
贡山杜鹃	<i>R. gongshanense</i>	滇西北	3 100	露珠亚组	1988	G
不凡杜鹃	<i>R. insigne</i>	贡嘎山	3 700	露珠亚组	1997	G
露珠杜鹃	<i>R. irroratum</i>	四川会理	2 750	露珠亚组	1997	G
腊叶杜鹃	<i>R. lukiangense</i>	滇西北	2 100	露珠亚组	1988	G

(续)

中文名	学名	引种地	海拔高度 (m)	组别	播种时间(年)	适应***
夺目杜鹃	<i>R. arizelum</i>	滇西北	2 700	杯毛杜鹃亚组	1988	G
革叶杜鹃	<i>R. cariaceum</i>	西昌螺吉山	3 700	杯毛亚组	1997	G
大王杜鹃	<i>R. rex</i>	滇西北、四川会理	3 500	杯毛亚组	1988、1997	G
宽柄杜鹃	<i>R. rothschildii</i>	滇西北	3 400	杯毛亚组	1988	G
翘首杜鹃	<i>R. protistum</i>	滇西北	2 700	大叶杜鹃亚组	1988	G
凸尖杜鹃	<i>R. sinogrande</i>	滇西北	2 700	大叶亚组	1988	G
皱叶杜鹃	<i>R. wiltonii</i>	贡嘎山	3 400	大理杜鹃亚组	1997	G
腺房杜鹃	<i>R. adenogynum</i>	滇西北	3 300~3 500	大理亚组	1988、1997	G
棕背杜鹃	<i>R. alutaceum</i>	滇西北	3 500~3 700	大理亚组	1988、1997	G
宽钟杜鹃	<i>R. beesianum</i>	滇西北、四川木里	3 400~4 000	大理亚组	1997	G
锈红杜鹃	<i>R. bureavii</i>	滇西北、四川会理	3 500	大理亚组	1988、1997	G
灌丛杜鹃	<i>R. dumicola</i>	滇西北	3 500	大理亚组	1988、1997	G
金江杜鹃	<i>R. elegantulum</i>	四川会理	3 450	大理亚组	1988、1997	G
金顶杜鹃	<i>R. faberi</i>	峨眉山	1 800	大理亚组	1996	G
大叶金顶杜鹃	<i>R. faberi var. prettii</i>	四川大邑	1 900	大理亚组	1996	G
乳黄杜鹃	<i>R. lacteum</i>	滇西北	3 500	大理亚组	1988	G
山地杜鹃	<i>R. montigenum</i>	滇西北	2 900	大理亚组	1988	P
栎叶杜鹃	<i>R. phaeochrysum</i>	滇西北	3 500	大理亚组	1997	P
卷叶杜鹃	<i>R. rorieanum</i>	滇西北	3 100	大理亚组	1997	G
大理杜鹃	<i>R. taliense</i>	滇西北	3 200	大理亚组	1988、1997	G
川滇杜鹃	<i>R. trillianum</i>	滇西北	3 700	大理亚组	1988、1997	G
无柄杜鹃	<i>R. watsonii</i>	滇西北、贡嘎山	3 700	大理亚组	1988、1997	G
黄杯杜鹃	<i>R. wardii</i>	四川西昌	3 800	弯果杜鹃亚组	1997	G
环绕杜鹃	<i>R. complexum</i>	云南丽江玉龙雪山	3 900	高山杜鹃亚组	1997	G
楔叶杜鹃	<i>R. cuneatum</i>	四川盐源	3 500	高山亚组	1997	G
密枝杜鹃	<i>R. fastigiatum</i>	滇西北	3 700	高山亚组	1988, 开花	P
灰背杜鹃	<i>R. hippophaeoides</i>	滇西北	2 900	高山亚组	1997	G
隐蕊杜鹃	<i>R. intricatum</i>	滇西北	3 550	高山亚组	1997	G
雪层杜鹃	<i>R. nivale</i>	云南丽江玉雪山	4 200	高山亚组	1997	G
光亮杜鹃	<i>R. nitidulum</i>	四川木里	4 250	高山亚组	1997	G
直茎杜鹃	<i>R. orthocladum</i>	四川木里	2 950	高山亚组	1997	P
亮鳞杜鹃	<i>R. heliolepis</i>	滇西北	3 900	亮鳞杜鹃亚组	1997	G
大芽杜鹃	<i>R. gemmiferum</i>	四川木里	39~3 200	亮鳞亚组	1997	G
红棕杜鹃	<i>R. rubiginosum</i>	四川、云南	32~3 400	亮鳞亚组	1988、1997 开花	G
马樱花	<i>R. delavayi</i>	贵州大方		树形亚组		
狭叶马樱花	<i>R. delavayi</i>	贵州大方	1 700	树形亚组	1997	G
	<i>var. peramoneum</i>		1 700		1997	G

(续)

中文名	学名	引种地	海拔高度 (m)	组别	播种时间(年)	适应***
泡泡叶杜鹃	<i>R. edgeworthii</i>	云南维西、大理	2 700	泡泡叶亚组	1997	G
腋花杜鹃	<i>R. racemosum</i>	滇西北	3 450~3 600	腋花杜鹃组	1988、1997 开花	G
长粗毛杜鹃	<i>R. crinigerum</i>	滇西北	3 350	粘毛杜鹃亚组	1988、1997	G
粘毛杜鹃	<i>R. glischum</i>	滇西北	3 710~3 500	粘毛亚组	1988、1997	G
红粘毛杜鹃	<i>R. glischum var. rude</i>	滇西北	3 580	粘毛亚组	1997	G
大果杜鹃	<i>R. mutallii</i>	云南新主	3 200	有鳞大花亚组	1997	G
薄叶马银花	<i>R. leptothrium</i>	滇西北	34~3 550	马银花亚组	1988、1997	P
兰果杜鹃	<i>R. cyanocarpum</i>	滇西北	3 350	密腺亚组	1988、1997	P
杂色杜鹃	<i>R. eclecium</i>	西藏多雄拉	3 900	密腺亚组	1997	P
长柄杂色杜鹃	<i>R. eclecium</i> <i>var. bellatulum</i>	西藏多雄拉	3 420	密腺亚组	1997	P
髯花杜鹃	<i>R. anthopogon</i>	西藏林芝	3 950	髯花亚组	1998	G
毛喉杜鹃	<i>R. cephalanthum</i>	云南点苍山	3 800	髯花亚组	1997	G
刚毛杜鹃	<i>R. radendum</i>	藏东南	3 250	髯花亚组	1998	G
怒江杜鹃	<i>R. saluenense</i>	滇西北	35~3 750	怒江亚组	1988、1997	G
似血杜鹃	<i>R. haematodes</i>	滇西北	3 100~3 450	火红亚组	1988、1997	G
两色杜鹃	<i>R. dichroanthum</i>	滇西北	37~3 500	火红亚组	1988、1997	G
火红杜鹃	<i>R. neriiflorum</i>	滇西北	3 130~3 700	火红亚组	1988、1997	G
维西杜鹃	<i>R. seperabile</i> <i>var. weihsiense</i>	滇西北	33~3 110	火红亚组	1988、1997	G
多变杜鹃	<i>R. selense</i>	滇西北	3 340	漏斗亚组	1988、1997	G
镰果杜鹃	<i>R. fulvum</i>	滇、藏	3 110	镰果亚组	1988、1998	G
紫玉盘杜鹃	<i>R. uvarifolium</i>	滇、藏	3 150	镰果亚组	1988、1998	G
柳条杜鹃	<i>R. virgatum</i>	滇西北	3 300	帚枝杜鹃组	1988	P
稀果杜鹃	<i>R. oligocarpum</i>	贵州梵净山	2 400	麻花亚组	1998	P
石生杜鹃	<i>R. petrocharis</i>	四川贡嘎山	2 900	川西亚组	1997	G

说明：杜鹃生长较慢，本文所及各种杜鹃的生长大小仅是在完全任其自然生长的条件，即：没有任何的人为促进生长措施如施肥等的加入。

**见当地林业规划

***适应性中：F 示叶色正常、无任何不正常斑点；生长健壮、无任何病虫害、抗冻；G 示生长良好，叶色正常，少于叶片五分之一的部分有病虫害或冻害及灼伤斑点；P 示适应性差，叶色偏黄或其他不正常色，叶片有三分之一以上有病虫害斑点或冻伤、灼伤斑点

参考文献

方明渊. 1993. 杜鹃花分类系统与分布. 成都：成都科技大学出版社
胡琳贞等. 1994. 中国植物志, 57 卷第 1 分册. 北京：科学出版社
方瑞征等. 1999. 中国植物志, 57 卷第 2 分册. 北京：科学出版社
Peter A Cox. 1993. The Cultivation of Rhododendrons. London: B. T. Batsford Ltd.

Seed Propagation of the Evergreen Rhododendrons

Geng Yuying

(West China Subalpine Botanic Garden, the Chinese Academy
of Sciences Sichuan, Dujiangyan 611830)

Abstract the Evergreen *Rhododendron* is one of the most important wild alpine and sub-alpine flowers. It has been introduced and cultivated for more than 300 years in many gardens of the western countries, but it was not introduced in China until 1930s. As the first Rhododendron Garden in China, the studies on the *ex-situ* and seed propagation of the group of the species have been conducted in the West China Sub-alpine Botanic Garden since 1988. More than 150 species has been successfully propagated and conserved *ex-situ*. The relationship between the seed's germination and pH, temperature, time and media of sowing was studied in this paper. The results show that the optimum pH is 5~6.5, and the optimum temperature in laboratory is 18~23°C and 9~23°C in the propagation beds. The lifetime of the seeds can last more than 5 years, but the best period of sowing is the first or second year after collection.

Key words Evergreen Rhododendron; Seed propagation

百草岭自然保护区植被的基本类型

¹司马永康 ¹方波 ¹李玉媛 ²巫志寿 ²刘亚雄

(1 国家林业局云南珍稀濒危森林植物保护和繁育实验室/云南省林业科学院,
云南昆明 650204)

(2 大姚县林业局, 云南大姚 675400)

摘要 本文在 1999 年 5~6 月调查获得的样地资料和野外记录的基础上, 根据《云南植被》(1987) 的植被分类原则、单位和系统, 将百草岭自然保护区的植被分为 6 个植被型、9 个植被亚型和 13 个群系。这些植被类型随着海拔高度的变化而变化, 体现并遵循着明显而严格的垂直分布规律, 海拔高度从低到高, 形成了半湿润常绿阔叶林、暖温性针叶林—中山湿性常绿阔叶林—(寒温山地硬叶常绿阔叶林)—温凉性针叶林—寒温性针叶林、山顶苔藓矮林—寒温性灌丛、寒温性草甸的亚热带山地植被垂直系列。

关键词 百草岭 植被 类型 特征 垂直分布

植被类型的鉴别和划分并进而建立其分类系统是植被研究的基础性工作(云南植被编写组, 1987), 也是认识一定区域内植被的重要手段(马克平等, 1997), 因为分类对于科学资料的贮存与重新获得是极为必须的(王伯荪, 1987)。前人研究百草岭自然保护区植被极少, 除在《云南植被》(云南植被编写组, 1987)中提到有多变石栎林(Form. *Lithocarpus variolosa*)和羊茅草甸(Form. *Festuca ovina*)等 2 群系外, 尚未见有较为全面的报道和记载。本文在 1999 年 5~6 月调查获得的样地资料和野外记录的基础上, 旨在通过对该自然保护区植被基本类型的划分和描述, 为它的植被多样性研究, 乃至生态系统和景观多样性的保护与可持续利用提供比较全面的基础资料。

1 自然概况

百草岭自然保护区位于云南省中北部, 金沙江中游南岸, 大姚县西北部的三台乡境内的小百草岭山系, 在东经 $100^{\circ} 57' \sim 101^{\circ} 06'$ 和北纬 $25^{\circ} 59' \sim 26^{\circ} 13'$ 之间, 面积 $11\,159\text{hm}^2$, 距大姚县县城 86km、三台乡乡政府 10km。小百草岭山系为云岭余脉, 由于受喜马拉雅造山运动的影响, 山脉蜿蜒连绵, 纵横交叠。该山系以东为多底河, 以南是三台河, 向西骤降到泡江, 向北则急剧下降直至金沙江, 而它的西北部则隶属铁锁和湾碧等两个乡。整个百草岭自然保护区呈南北走向, 它的最高点在小百草岭顶峰, 海拔为 3 650m, 最低点在西向泡江的铁锁梁子附近, 海拔为 2 300m, 相对高差达 1 350m, 形成了复杂多样的山地立体气候, 从而孕育了丰富多彩的植被类型。

尽管各气象要素随着海拔高度、坡向、坡位、坡度等地形因子的变化而复杂多样, 但整个自然保护区内的主要气候特点仍可总结为“四季潮湿, 光照不足; 冬季结冰, 三季凉

爽”，为冷凉湿润的高原季风气候。它的年平均气温为 $3\sim 12.8^{\circ}\text{C}$ ，最冷月平均气温为 $-3.2\sim 6.6^{\circ}\text{C}$ ，最热月平均气温为 $7.7\sim 17.5^{\circ}\text{C}$ ， $\geq 10^{\circ}\text{C}$ 年活动积温不足 $3\,000^{\circ}\text{C}$ ，霜日为 $100\sim 150$ 天；年平均降水量 $870\sim 1\,156\text{mm}$ 。它的土壤随海拔高度从低到高依次为黄红壤、黄棕壤、棕壤到暗棕壤变化。

2 植被分类的原则、单位、系统及植被类型

根据《云南植被》的植被分类原则、单位和系统，在所调查群丛 (Association) 的基础上，主要采用植被型 (Vegetation type)、植被亚型 (Vegetation subtype) 和群系 (Formation) 等三级分类单位的划分标准 (云南植被编写组, 1987)，将百草岭自然保护区的植被分为 6 个植被型，9 个植被亚型和 13 个群系，即：

I. 常绿阔叶林

(1) 半湿润常绿阔叶林

① 滇石栎+高山栲林 (Form. *Lithocarpus dealbatus*+*Castanopsis delavayi*)

(2) 中山湿性常绿阔叶林

② 多变石栎林 (Form. *Lithocarpus variolosa*)

(3) 山顶苔藓矮林

③ 杜鹃矮林 (Form. *Rhododendron* spp.)

II. 硬叶常绿阔叶林

(4) 寒温山地硬叶常绿阔叶林

④ 黄背栎林 (Form. *Quercus pannosa*)

III. 暖性针叶林

(5) 暖温性针叶林

⑤ 云南松林 (Form. *Pinus yunnanensis*)

⑥ 华山松林 (Form. *Pinus armandi*)

IV. 温性针叶林

(6) 温凉性针叶林

⑦ 云南铁杉林 (Form. *Tsuga dumosa*)

(7) 寒温性针叶林

⑧ 川滇冷杉林 (Form. *Abies forrestii*)

V. 灌丛

(8) 寒温性灌丛

⑨ 峨眉蔷薇灌丛 (Form. *Rosa omeiensis*)

⑩ 小叶栒子灌丛 (Form. *Cotoneaster microphyllus*)

⑪ 腋花杜鹃灌丛 (Form. *Rhododendron racemosum*)

⑫ 锈叶杜鹃灌丛 (Form. *Rhododendron siderophyllum*)

VI. 草甸

(9) 寒温性草甸

⑬ 羊茅草甸 (Form. *Festuca mairei*)

3 植被类型的分布规律

百草岭自然保护区山峦起伏,地形复杂,海拔 2 300~3 650m,相对高差达 1 350m,有着明显的山地垂直立体气候,从而造成它的植被类型有着一定的分布规律。

从水平角度看,自然保护区的南部到中部的大部分地区主要为常绿阔叶林,北部到东部的大部分地区主要为暖性针叶林;而在它的中部和西南端则为一定面积的温性针叶林、灌丛和草甸以及小面积的硬叶常绿阔叶林。

从垂直角度看,百草岭自然保护区植被类型的分布规律分明,它的植被类型随着海拔高度的变化而变化,体现并遵循着明显而严格的垂直分布规律,海拔从低到高,形成了半湿润常绿阔叶林、暖温性针叶林—中山湿性常绿阔叶林—(寒温山地硬叶常绿阔叶林)—温凉性针叶林—寒温性针叶林、山顶苔藓矮林—寒温性灌丛、寒温性草甸的山地植被垂直系列。从如下各植被亚型所分布的海拔高度范围可以明显看出:

(1) 半湿润常绿阔叶林:主要小面积分布于铁锁梁子和白泥巴岭子的西坡,海拔高度范围为 2 300~2 800m。

(1) 暖温性针叶林:主要大面积分布于百草岭自然保护区的北部、西部和东部,海拔高度范围为 2 300~3 200m。

(2) 中山湿性常绿阔叶林:主要大面积分布于百草岭自然保护区的南部到中部,海拔高度范围为 2 500~3 400m。

(3) 寒温山地硬叶常绿阔叶林:主要小面积零碎分布于小百草岭西坡,海拔高度范围为 3, 100m 左右。

(4) 温凉性针叶林:主要分布于百草岭自然保护区的西部、南部到中部的山脊附近,海拔高度范围为 3 100~3 400m。

(5) 寒温性针叶林:主要分布于百草岭自然保护区的西部、南部和中部的山脊地段,海拔高度范围为 3 200~3 600m。

(6) 山顶苔藓矮林:主要分布于百草岭自然保护区的西部、南部和中部的山脊地段,海拔高度范围为 3 300~3 400m。

(7) 寒温性灌丛:主要分布于百草岭自然保护区的西部、南部和中部的山脊附近,海拔高度范围为 3 200~3 650m。

(8) 寒温性草甸:主要分布于百草岭自然保护区的中部的山脊,海拔高度范围为 3 400~3 650m。

4 各植被类型的特征

百草岭自然保护区的植被大体可划分为 6 个植被型,9 个植被亚型和 13 个群系,其中植被型个数占云南省所有植被型个数的一半,类型比较丰富。

4.1 常绿阔叶林

百草岭自然保护区的常绿阔叶林包含半湿润常绿阔叶林、中山湿性常绿阔叶林和山顶苔藓矮林等 3 个植被亚型,占云南省同类植被亚型的 60%,是该自然保护区植被中最为绚丽多彩的部分,也是该自然保护区植被中最有价值、最值得保护的植被类型之一。

4.1.1 半湿润常绿阔叶林

半湿润常绿阔叶林是滇中地区的地带性植被和最高森林生态系统, 它的建群种一般为壳斗科 (Fagaceae) 的滇青冈 (*Cyclobalanopsis glaucoides*)、黄毛青冈 (*Cyclobalanopsis delavayi*)、元江栲 (*Castanopsis orthacantha*)、高山栲 (*Castanopsis delavayi*) 和滇石栎 (*Lithocarpus dealbatus*) 等。事实上, 在百草岭自然保护区所见到的半湿润常绿阔叶林在泡江东岸山坡, 由于人类活动和放牧的频繁影响, 多为呈灌木林状的“混合群丛” (Mixed association), 常见占一定数量的滇石栎、高山栲, 也可见滇青冈、黄毛青冈和银木荷 (*Schima argentea*) 等, 并在局部零星形成群丛的“片断” (Fragment)。在此, 仅划分滇石栎、高山栲林一个类型。

滇石栎、高山栲林 (Form. *Lithocarpus dealbatus*, *Castanopsis delavayi*)

主要为滇石栎+高山栲—猴子木 (*Camellia yunnanensis*) 群落。

该群落高度在 3~11m 之间, 盖度为 40%~80%, 乔木层树种以滇石栎、高山栲为主, 常见云南松 (*Pinus yunnanensis*)、银木荷等树种, 也可见在局部零星形成优势的滇青冈和黄毛青冈等; 灌木层比较发达, 盖度为 30%~50%, 其种类以猴子木为优势, 常见厚皮香 (*Ternstroemia gymnanthera*)、乌饭 (*Vaccinium fragile*)、南烛 (*Lyonia ovalifolia*)、滇山茶 (*Camellia reticulata*)、碎米花杜鹃 (*Rhododendron spiciferum*)、野把子 (*Elsholtzia rugulosa*) 等; 草本层不发达, 常见刺芒野古草 (*Arundinella setosa*)、毛蕨菜 (*Pteridium revolutum*)、白茅 (*Imperata cylindrica*) 等。

该类型如果今后采取一定的保护措施, 如封山育林等减少或禁止人类活动和放牧的影响, 则将进一步发展, 形成典型的滇石栎林、高山栲林、滇青冈林和黄毛青冈林等。

4.1.2 中山湿性常绿阔叶林

中山湿性常绿阔叶林是百草岭自然保护区常绿阔叶林中保存最为完整, 面积最大, 最有保护价值的森林生态系统。它仅含多变石栎林一个类型。

多变石栎林 (Form. *Lithocarpus variolosa*)

该群系以多变石栎为建群种, 高度 16~28m 不等, 在不同的海拔、坡位、坡向等形成不同的群落, 从海拔高度由低到高看, 主要有:

(1) 多变石栎—野八角 (*Illicium simonsii*) + 三尖杉 (*Cephalotaxus fortunei*) 群落

该群落面积小, 仅零星分布于箐低附近和凹形坡内, 海拔 2 800~3 000m, 群落高 9~17m 不等, 外貌起伏, 灰绿色或褐绿色, 群落结构可分为 3 个层次。

乔木层高 8~17m, 层盖度为 30%~40%, 主要由多变石栎组成, 在 100m² 的样地中, 多变石栎的株数在 12 株左右, 在该层可偶见粉叶柳 (*Salix*)、马缨花 (*Rhododendron delavayi*) 等。

灌木层十分发达, 高 0.6~7.5m, 层盖度为 60%~70%, 以野八角和三尖杉为绝对优势。常见单花木姜子 (*Dodecadenia grandiflora*) 等。聚花清香桂 (*Sarcococca confertiflora*) 在局部成块分布, 其他可见小叶女贞 (*Ligustrum quihoui*)、长叶小檗 (*Berberis kunmingensis*)、小叶荀子 (*Cotoneaster microphyllus*)、长叶溲疏 (*Deutzia longifolia*) 等, 偶见云南红豆杉 (*Taxus yunnanensis*) 的幼苗。

草本层极不发达, 高者可达 0.5m, 层盖度为 5% 左右, 有苔草 (*Carex* spp.)、酢浆草 (*Oxalis corniculata*)、拉拉藤 (*Galium aparine*)、野芹 (*Oenanthe javanica*) 等。

(2) 多变石栎—野八角群落

该群落高可达 28m, 外貌较整齐, 灰绿色或褐绿色; 树上附生蕨类, 树皮长满厚达 5cm 的苔藓植物, 群落结构清晰, 明显可分为 4 个层次。

乔木 I 层高 22~28m, 层盖度在 30%~50%, 由多变石栎组成, 在 100m² 内, 可见多变石栎 17 株左右。

乔木 II 层高 8~16m, 层盖度在 40%~60%, 主要以野八角、云南铁杉(*Tsuga dumosa*)、椴树(*Tilia tuan* var. *chinensis*)、单花木姜子等为主, 混生有少量的圆叶杨(*Populus bonatii*)、细齿柃木(*Eurya nitida*) 等。

灌木层比较发达, 高 0.4~6.5m, 层盖度为 70% 左右, 以野八角为优势, 其次为聚花清香桂、长叶小檗、单花木姜子等, 数量少的有双核枸骨(*Ilex diphyrena*)、疏林灰木(*Symplocos dryophila*)、短瓣瑞香(*Daphne feddei*)、小株木(*Cornus paucinervis*)、鹅掌柴(*Schefflera octophylla*)、露珠杜鹃(*Rhododendron irroratum*)、大王杜鹃(*Rhododendron rex*)、绣线梅(*Neillia* spp.)、小叶女贞等, 并混生有云南铁杉、川滇冷杉(*Abies forrestii*)、云南红豆杉等的幼苗和幼树。

草本层不发达, 高者可达 0.6m, 层盖度为 10% 左右, 以阴地冷水花(*Pilea umbrosa*) 为优势, 伴生少量的粗齿鳞毛蕨(*Dryopteris juxtaoposita*)、日本狗脊(*Woodwardia japonica*)、毛发唐松草(*Thalictrum trichopus*)、繁缕(*Stellaria media*)、拉拉藤、败酱(*Patrinia scabiosaefolia*)、匍匐风轮菜(*Clinopodium repens*)、酢浆草、苔草、西南獐牙菜(*Swertia cincta*)、紫花堇菜(*Viola grypoceras*) 等。

(3) 多变石栎—云南杜鹃(*Rhododendron yunnanensis*) + 云南铁杉群落

该群落高约 22m, 外貌较整齐, 灰绿色或褐绿色, 树枝上挂有松萝, 群落结构清晰, 可分为 3 个层次。

乔木层高 16~22m, 层盖度为 50% 左右, 主要由多变石栎组成, 在 100m² 的样地中, 多变石栎的株数可高达 30 株, 在该层可偶见川滇冷杉。

灌木层十分发达, 高 1~7m, 层盖度为 80% 左右, 以云南杜鹃和云南铁杉为优势, 其次为圆叶杨。常见野八角、露珠杜鹃、华山松(*Pinus armandi*)、峨眉蔷薇(*Rosa omeiensis*)、管花木犀(*Osmanthus delavayi*)、长叶小檗、单花木姜子、绣线梅、粉叶小檗(*Berberis pruinosa*)、狭叶卫矛(*Evonymus lawsonii* var. *salicifolius*)、水红木(*Viburnum cylindricum*) 等, 并混生有少量的多变石栎的更新幼苗和幼树。

草本层极不发达, 高者可达 0.6m, 层盖度为 5% 左右, 稍多的为云南金莲花(*Trollius yunnanensis*)、其他少量的有毛发唐松草、苔草、秀丽龙胆(*Gentiana bella*)、雪山一支蒿(*Aconitum bullatifolium*)、酢浆草、拉拉藤、石生繁缕(*Stellaria vestita*)、黄毛草莓(*Fragaria nilgerrensis*)、绵毛橐吾(*Ligularia vellerea*) 等。

4.1.3 山顶苔藓矮林

山顶苔藓矮林主要分布于百草岭自然保护区的西部、南部和中部的山脊地段, 海拔高度范围为 3 300~3 400m, 多在川滇冷杉林林缘小面积分布, 地被物为苔藓植物, 极显著, 厚度在 5cm 以上, 以杜鹃属(*Rhododendron*) 植物为建群种, 故仅含杜鹃矮林一个群系。

(1) 杜鹃矮林 (Form. *Rhododendron* spp.)

主要为云南杜鹃+大王杜鹃群落。

该群落高 6~9m, 外貌起伏, 深绿色, 树枝上挂有苔藓, 群落结构层次不明显。

乔木层高 6~9m 不等, 层盖度为 80% 左右, 以云南杜鹃和大王杜鹃为绝对优势, 它俩的盖度可达 75% 左右, 其他组成有少量的青榨槭 (*Acer davidii*)、川滇冷杉和云南铁杉等。

灌木层高 0.9~5m, 层盖度为 10% 左右, 以箭竹 (*Sinarundinaria nitida*) 和狭叶卫矛为主。常见长叶溲疏、峨眉蔷薇、多蕊金丝桃 (*Hypericum choisianum*)、簇花茶藨子 (*Ribes fasciculatum*)、绣线梅等。

草本层极不发达, 高 0.2~0.4m, 层盖度不足 5%, 仅见少量的绵毛橐吾、滇黄精 (*Polygonatum kingianum*) 等。

藤本植物见小木通 (*Clematis armandii*)、小菝葜 (*Smilax mairei*)、红花五味子 (*Schisandra rubriflora*) 等。

4.2 硬叶常绿阔叶林

云南省百草岭自然保护区的硬叶常绿阔叶林仅包含寒温带山地硬叶常绿阔叶林 1 个植被亚型, 占云南省同类植被亚型的 50%, 是该自然保护区植被中面积最小、最零碎的植被类型之一。本植被型是一类特殊的常绿阔叶林, 在我国为西南地区所特有, 它的分布中心在滇北和川西。它的最大特征是所有成林的优势种都是硬叶常绿的高山栎类 (*Quercus*) 树种, 适生海拔幅度广, 砍后萌生力强, 常呈灌丛状态。

4.2.1 寒温带山地硬叶常绿阔叶林

本植被亚型分布海拔较高, 在 2 800~3 600m 之间, 常嵌入寒温带针叶林地带生长, 耐冷湿。在百草岭较明显的仅黄背栎 (*Quercus pannosa*) 林一类, 小面积零碎分布于小百草岭西坡, 海拔高度范围为 3 100m 左右。

黄背栎林 (Form. *Quercus pannosa*)

本群系有黄背栎一小檗 (*Berberis* spp.) 群落。

该群落高 3~8m 不等, 外貌暗绿色, 树冠球形, 大部分由于砍伐后萌生形成 3~6m 的乔灌层。

乔木树种明显以黄背栎为优势, 其次有华山松、川滇冷杉、光叶高山栎 (*Quercus rehderiana*) 等, 盖度为 35% 左右。

灌木种类较多, 高 0.6~4m, 盖度为 20% 左右, 以小檗属的刺红珠 (*Berberis dictyophylla*)、长叶小檗为优势, 其次为峨眉蔷薇、小叶栒子。常见管花木犀、川滇绣线菊 (*Spiraea schneideriana*)、云南杜鹃、绒毛黄花木 (*Piptanthus tomentosus*) 等。

草本层种类丰富, 高 0.1~0.6m, 层盖度为 60% 左右, 数量稍多的为翻白叶 (*Potentilla fulgens*)、鞭打绣球 (*Cynoglossum zeylanicum*)、苔草等, 其他少量的有云南金莲花、双唇象牙参 (*Roscoea chamaeleon*)、一把伞南星 (*Arisaema erubescens*)、山珠半夏 (*Arisaema yunnanense*)、二色香青 (*Anaphalis bicolor*)、西南獐牙菜等。

4.3 暖性针叶林

百草岭自然保护区的暖性针叶林仅包含暖温带针叶林 1 个植被亚型, 占云南省同类植被亚型的 50%, 多为 60~70 年代营造的人工林, 是该自然保护区植被中面积最大的植被类型之一。本植被型的优势种为暖性针叶的裸子植物树种, 遍布于云南亚热带各地。

4.3.1 暖温带针叶林

本植被亚型主要分布于云南亚热带地区, 以滇中高原山地为主体。在百草岭有云南松林 (Form. *Pinus yunnanensis*) 和华山松林 (Form. *Pinus armandi*) 等 2 群系, 主要大

面积分布于百草岭自然保护区的北部、西部和东部,海拔高度范围为 2 300~3 100m。

(1) 云南松林 (Form. *Pinus yunnanensis*)

多为结构简单的人工或天然云南松纯林,高度在 2~15m 不等,一般分 3 层。

乔木层常常由同龄的云南松组成,特别发达,层盖度在 50%~80%之间不等,个别地段伴生有多变石栎、滇石栎、银木荷等常绿阔叶树种。

灌木层通常不发达,层盖度在 5%~20%不等,种类差别大,常见乌饭、野把子、金丝桃 (*Hypericum uralum*)、米饭花越橘 (*Vaccinium mandarinorum*) 等,个别地段可见有一定数量的野八角、滇山茶、粉叶小檗等。

草本层从不发达到显著都有,常见翻白叶、白镰、白茅、知风草 (*Eragrostis ferruginea*)、刺芒野古草、双唇象牙参、山珠半夏、云南兔耳风 (*Ainsliaea yunnanensis*)、二色香青等。

(2) 华山松林 (Form. *Pinus armandi*)

多为结构简单的人工纯林,高度在 5~12m 不等,一般分 3 层。

乔木层由同龄的华山松组成,特别发达,层盖度在 50%~80%之间不等,个别地段伴生有多变石栎、云南松等树种。

灌木层通常不发达,层盖度在 5%~20%不等,种类差别大,常见聚花清香桂、峨眉蔷薇、金丝桃、南烛,个别地段可见有一定数量的野八角、白牛筋 (*Dichotomanthus tristaniaecarpoa*)、长叶小檗等。

草本层从不发达到显著都有,常见翻白叶、白镰、白茅、拉拉藤、穗序野古草 (*Arundinella hookeri*)、一把伞南星、山珠半夏、毛蕨菜等。

4.4 温性针叶林

云南省百草岭自然保护区的温性针叶林包含温凉性针叶林和寒温性针叶林等 2 个植被亚型,为云南省同类植被亚型的全部,是该自然保护区植被中最重要植被类型之一。本植被型的优势种为温性针叶的裸子植物树种,都分布于云南亚热带中山上部和亚高山中上部,是亚热带山地植被垂直系列中重要的类型。

4.4.1 温凉性针叶林

本植被亚型主要分布于云南亚热带山地,常常位于湿性常绿阔叶林之上。在百草岭仅有云南铁杉林 (Form. *Tsuga dumosa*) 1 个群系,主要分布于百草岭自然保护区的西部、南部到中部的山脊附近,海拔高度范围为 3 000~3 200m。

(1) 云南铁杉林 (Form. *Tsuga dumosa*)

主要为云南铁杉—杜鹃群落。

该群落高 9~22m,基本可分为 3 个层次。

乔木层十分发达,层盖度在 80%左右,以云南铁杉为优势,100m²样地约有 13 株。其他尚有一定数量的多变石栎和川滇冷杉。

灌木层也很显著,层盖度在 60%左右,高在 1.3~6m 之间,以杜鹃属的云南杜鹃为优势,其次有大王杜鹃和露珠杜鹃等,伴生有少量的狭叶卫茅、管花木犀、少齿花楸 (*Sorbus oligodonta*)、绣线梅、川滇绣线菊 (*Spiraea schneideriana*) 等,还可见到少量的云南铁杉、多变石栎和川滇冷杉的更新幼苗。

草本层不明显,层盖度不足 5%。常见种类为白镰、云南兔耳风、箭竹、滇黄精、绵毛橐吾、糯米藤 (*Memoralis hirta*) 等。

藤本植物种类和数量都很少, 常见小菝葜等。

4.4.2 寒温性针叶林

本植被亚型均分布于云南亚热带亚高山中上部, 能适应寒冷而潮湿的高寒气候, 是云南山地针叶林的一个重要组成部分。在百草岭仅有川滇冷杉林 (Form. *Abies forrestii*) 1 个群系, 主要分布于百草岭自然保护区的西部、南部和中部的山脊地段, 海拔高度范围为 3 200~3 600m。

川滇冷杉林 (Form. *Abies forrestii*)

主要为川滇冷杉—杜鹃群落。

该群落高在 20~30m 之间, 外貌暗深绿色, 群落结构清晰, 可分为 3 个层次。

乔木层高 20~30m 不等, 十分发达, 层盖度为 70%~80%, 主要由川滇冷杉组成, 在 100m² 的样地中, 川滇冷杉的株数为 14~17 株。混生有少量的云南铁杉、多变石栎等。

灌木层发达, 高 1~8m, 层盖度为 25%~45%, 以云南杜鹃和川滇冷杉小树为优势, 其次为大王杜鹃、峨眉蔷薇和管花木樨。常见野八角、山鸡椒 (*Litsea cubeba*)、川滇绣线菊、华中樱桃 (*Cerasus conradinae*)、西南栒子 (*Cotoneaster franchetii*)、少齿花楸、刺红珠、粉叶小檗、长叶小檗、袋花忍冬 (*Lonicera saccata*)、光亮忍冬木 (*Lonicera nitida*)、狭叶卫矛、云南卫矛 (*Evonymus yunnanensis*)、川滇长尾槭 (*Acer caudatum* var. *prattii*) 等等, 并混生有少量的多变石栎、云南铁杉的更新幼苗和幼树。

草本层不发达, 高 0.1~0.3m, 层盖度为 5%~10%, 稍多的为星毛繁缕和西南拉拉藤 (*Galium elegans*), 少量而常见的有雪山一支蒿、云雾苔草 (*Carex nubigena*)、日本狗脊、滇黄精等, 其他还可见大王马先蒿 (*Pedicularis rex*)、金粉蕨 (*Onychium japonicum*)、早熟禾 (*Poa annua*)、一把伞南星、象头花 (*Arisaema yunnanense*)、白鱗、双唇象牙参、绵毛橐吾、野芹、毛发唐松草、滇南凤仙花 (*Impatiens duclouxii*) 等。

藤本植物常见小菝葜, 还可见银叶铁线莲 (*Clematis delavayi*)、小木通、茜草 (*Rubia cordifolia*) 等。

4.5 灌丛

云南省百草岭自然保护区的灌丛仅包含寒温性灌丛 1 个植被亚型, 为云南省同类植被亚型的 25%。本植被型的类型多样, 在云南分布较广, 是山地植被垂直系列中比较重要的植被类型。

4.5.1 寒温性灌丛

本植被亚型在云南主要分布于高山上部, 具一定的次生性质, 是云南高山植被垂直系列的一个重要组成部分。百草岭有峨眉蔷薇灌丛 (Form. *Rosa omeiensis*)、小叶栒子灌丛 (Form. *Cotoneaster microphyllus*)、腋花杜鹃灌丛 (Form. *Rhododendron racemosum*)、锈叶杜鹃灌丛 (Form. *Rhododendron siderophyllum*) 等 3 个群系。主要分布于百草岭自然保护区的西部、南部和中部的山脊附近, 海拔高度范围为 3 200~3 600m。

(1) 峨眉蔷薇灌丛 (Form. *Rosa omeiensis*)

该群系的群落外貌为一片低矮的垫状灌丛, 呈片状或斑块状分布于较平缓坡地。结构分 2 层。

灌木层高 0.1~6m, 层盖度为 35%~40%, 以峨眉蔷薇最为突出, 高 1.6m 左右, 匍地生长; 其次, 为小叶栒子和刺红珠以及华山松幼树; 其他还有管花木犀、长叶小檗、川滇

绣线菊、云南杜鹃等,偶见川滇冷杉幼苗。

草本层高 0.1m 左右,层盖度为 60%。草本植物种类较多,以翻白叶、鞭打绣球、苔草为主,其他还有双唇象牙参、云南金莲花、一把伞南星、山珠半夏、二色香清、西南獐牙菜、紫花黄华 (*Thermopsis barbata*) 等。

(2) 小叶栒子灌丛 (Form. *Cotoneaster microphyllus*)

该群系的群落外貌以草地为背景,其间散生或斑块状生的低矮垫状灌丛。结构分 2 层。

灌木层高 0.3~2m,层盖度为 60%~70%,以小叶栒子最为突出,高 0.3m 左右,匍地生长;其次,为峨眉蔷薇和长叶小檗,高 0.5~2m;其他还有刺红珠、西南栒子、金丝桃、聚花清香桂等,偶见川滇冷杉和华山松幼苗。

草本层高 0.1m 左右,层盖度为 50%左右。草本植物种类丰富,以羊茅 (*Festuca mairei*) 为优势,其次为白镰、翻白叶、鞭打绣球、大车前 (*Plantago major*) 等,其他还有锐齿凤仙花 (*Impatiens arguta*)、鱼眼草 (*Dichrocephala bodinieri*)、杏叶防风 (*Pimpinella candolleana*)、西南獐牙菜、老鹳草 (*Geranium nepalense*)、双唇象牙参、穗序野古草、象头花、一把伞南星等。

(3) 腋花杜鹃灌丛 (Form. *Rhododendron racemosum*)

该群系的群落外貌为斑块状生的低矮垫状灌丛。结构分 2 层。

灌木层高 0.2~5m,层盖度为 90%左右,以腋花杜鹃最为突出,高 0.4~1.8m,匍地生长;其次,为小叶荀子和峨眉蔷薇等,高 0.2~2.5m;其他还有刺红珠、长叶小檗、锈叶杜鹃 (*Rhododendron siderophyllum*)、川滇绣线菊等,偶见川滇冷杉和华山松幼苗。

草本层高 5~30cm,层盖度为 5%~10%。草本植物种类丰富,以羊茅、白镰、翻白叶、鳞毛蕨、火炭母草 (*Polygonum chinense*) 等为主,其他还有大车前、草血竭 (*Polygonum paleaceum*)、一把伞南星、琉璃草 (*Cynoglossum zeylanicum*)、云雾苔草、双唇象牙参、虎掌草 (*Anemone rivularis*)、二色香青等。

(4) 锈叶杜鹃灌丛 (Form. *Rhododendron siderophyllum*)

该群系的群落外貌为一片低矮的垫状灌丛。结构分 2 层。

灌木层高 0.1~2.5m,层盖度为 80%~90%,以锈叶杜鹃最为突出,高 2.5m 左右,匍地密生长;其次,为峨眉蔷薇、小叶栒子等;其他还有少齿花楸、川滇绣线菊等,偶见川滇冷杉和华山松幼苗。

草本层高 5~30cm,极不发达,层盖度为 5%左右。草本植物种类较多,以羊茅、翻白叶为主,其他还有箭竹、细裂水芹 (*Oenanthe thomsonii*)、双唇象牙参、滇黄精、小菝葜、云雾苔草、一把伞南星、地膏药 (*Anaphalis adnata*) 等。

4.6 草甸

云南省百草岭自然保护区的草甸仅包含寒温草甸 1 个植被亚型,为云南省同类植被亚型的 25%。本植被型为类型多样,组成成分以多年生中生的地面芽和地下芽植物为主的草本植被类型。

4.6.1 寒温性草甸

本植被亚型在云南主要分布于亚高山上部,一般都是寒温性针叶林破坏后经长期放牧利用所形成的,具一定的次生性质,是云南高山植被垂直系列的一个重要组成部分。百草岭仅有羊茅草甸 (Form. *Festuca mairei*) 1 个群系。主要分布于百草岭自然保护区的中部

的山脊,海拔高度范围为 3 400~3 650m。

羊茅草甸 (Form. *Festuca mairei*)

该群系有羊茅—地膏药—翻白叶群落。

此群落高 5~20cm,总盖度 80%~90%,覆盖较密,以羊茅为优势,地膏药和翻白叶为亚优势。其他还有云南金莲花、仙鹤草 (*Agrimonia pilosa* var. *nepalensis*)、微子龙胆 (*Gentiana delavayi*)、滇龙胆 (*Gentiana rigescens*)、云雾苔草、细裂水芹等,也常见少量的小叶橐吾生于群落中。

5 结语

百草岭自然保护区隶属滇中高原滇西横断山地中亚热带森林区 (云南省林业调查规划院, 1989),其植被类型比较丰富,自然景观壮丽,是滇中高原植被保留最完整的地区之一。

根据上述植被的认识,建议百草岭自然保护区的主要保护对象为:①保护以半湿润常绿阔叶林、暖温性针叶林—中山湿性常绿阔叶林—(寒温山地硬叶常绿阔叶林)—温凉性针叶林—寒温性针叶林、山顶苔藓矮林—寒温性灌丛、寒温性草甸的山地植被垂直系列为主体的亚热带山地森林生态系统。②保护以云南红豆杉、滇山茶、猴子木、雪山一支蒿、三尖杉、短距红门兰 (*Orchis breviculcarata*)、舌喙兰 (*Hemipilia cruciata*)、沼兰 (*Malaxis monophyllos*)、单花木姜子等为代表的国家重点保护野生植物、云南省重点保护野生植物以及单型属或寡种属植物。③保护具有重要科学研究价值的中山湿性常绿阔叶林、温凉性针叶林、寒温性针叶林、寒温性灌丛等亚热带山地森林生态系统。④保护拉巴河(转弯河)、巴拉河、泡江等水系周边工农业持续发展的主要水源地。

保护的最终目的在于利用,利用是最有效的保护 (陈文红等, 2000)。只有正确认识、理解和处理好保护与利用的关系,才能真正实现生物资源的有效保护和持续利用。因此,在强化自然保护区管理,加强生态道德和资源可持续利用教育和宣传的同时,还必须加大科学研究力度,为自然保护区多层次、多方位地科学开发和持续利用提供必要的科学依据和配套技术。唯有这样,才能实现资源的持续利用和当地社会经济的持续健康发展。

参考文献

- 陈文红等. 2000. 滇东南的山柑科野生植物种类及其利用价值. 云南林业科技, 92 (3): 23~27
- 马克平等. 1997. 北京东灵山地区植物群落的基本类型. 见: 陈灵芝 (主编). 暖温带森林生态系统结构与功能的研究. 北京: 科学出版社, 56~75
- 王伯荪. 1987. 植物群落学. 北京: 高等教育出版社
- 云南省林业调查规划院. 1989. 云南自然保护区. 北京: 中国林业出版社
- 云南植被编写组. 1987. 云南植被. 北京: 科学出版社

THE MAJOR TYPES OF VEGETATION IN THE BAICAOLING NATURE RESERVE, YUNNAN

Sima Yongkang Fang Bo LI Yuyuan

(Yunnan Laboratory for Conservation of the Rare, Endangered & Endemic Forest Plants, State Forestry Administration / Yunnan Academy of Forestry, Kunming Yunnan 650204,)

WU Zhi-Shou LIU Ya-Xiong

(Dayao County Bureau of Forestry, Dayao Yunnan 675400,)

Abstract Based on the data from plots and field records collected in the period of May to June, 1999, the vegetation in the Baicaoling Nature Reserve of Yunnan Province can be classified into 6 vegetation types, 9 vegetation sub-types and 13 formations with the classification criterions, hierarchies and system from the book, "Vegetation in Yunnan (1987)". These types of vegetation vary with the elevations, showing and rigidly following the distinct law of vertical distribution. From low to high elevation, they compose the subtropical montane vertical series of vegetation, semihumid evergreen broad-leaved forest—middle montane humid evergreen broad-leaved forest— (cold temperate montane evergreen broad-leaved sclerophyllous forest) — cool temperate coniferous forest — cold temperate coniferous forest, mountaintop moss coppice forest — cold temperate thicket, cold temperate meadow.

Key words Baicaoling Mountains, Vegetation, Type, Characteristics, Vertical distribution

择伐与动物多样性保护

李义明

(中国科学院动物研究所, 北京 100080)

摘要 择伐是生态林业持续利用的一种途径,即以达到在经济上是可持续的,保持稳定的木材产量,同时保护生物多样性。择伐对动物多样性的影响成为生物多样性保护和生态林业持续性研究的一个焦点。大多数研究认为,在采伐迹地中,分布范围广或广适应种的物种多样性或丰富度将增加,而适应于原始林的专化种或狭生种的物种多样性或丰富度将下降。在自然干扰频繁的地区,择伐对动物多样性影响相对较小。在热带原始林,动物多样性受择伐影响大,而在温带森林,动物多样性受影响小。轻度的采伐对森林动物多样性影响小,因而与生物多样性保护相协调。未来的研究方向包括择伐对物种遗传多样性、生态系统过程、非指示类群的影响以及枯死木的生态效应的研究。

关键词 择伐 可持续林业 动物多样性 保护

1 引言

持续的生态林业被越来越多的人所接受(Kohm 和 Franklin, 1997)。持续的生态林业要求同时考虑森林生态系统、木材生产和非木材的价值(Lindenmayer 等, 2000),在生态系统水平上,要考虑生态系统过程,如化学循环和能量流动;在景观水平上需要保持生态系统的整体性(ecosystem integrity),如保持不同的森林类型、森林结构和生物多样性。

择伐(selective logging)是持续生态林业的一种重要途径(Hartshorn, 1995)。择伐是指砍伐成熟、过熟和有缺陷的树木,留下足够数量健康的有商业价值的树木和其他树种,以确保未来的木材生产量和防止水土流失所需的森林覆盖率(Rapera, 1977)。择伐应用两种基本的造林技术:

(1) 单周期系统 一次作业移去所有可出售的树木,再采伐的时间等于树木轮期。

(2) 多周期系统 以连续的采伐周期有选择性地重复移去一部分树木,其周期小于树木的轮期。

两种技术的差异在于多周期系统通常对砍伐后留下来的树木危害小,它依赖于年青树木产生下一代,栖息地改变不大,但砍伐次数和相关的人类活动较频繁。相反,单周期系统能极大地改变栖息地,但砍伐次数和相关的人类活动频率低。实际择伐时采取哪种系统取决于单位面积上砍伐的树木的比例和数量。多周期系统往往实施于商业树种密度较低的森林,而单周期系统多见于商业树种密度高的区域。

择伐通过小心地控制采伐量和采伐的树种,可以保护森林。择伐要求在经济上是可持续的,提供稳定持续的木材产量,同时保护生物多样性(Bawa 和 Seidler, 1998)。目前世

界对木材的需求量在不断增加,而热带地区保护区的现有面积仍很小,不足土地面积的5%,木材利用和森林保护矛盾突出。择伐既可以在一定程度上缓解全球市场的木材需求压力,又可能把热带森林保护在较原始的状态,因而受到森林管理者和保护生物学家的重视。大多数热带森林采伐是择伐(Wadsworth, 1997; Kellman 和 Tackaberry, 1999)。在乌干达和南美洲的亚马逊地区,择伐已进行了数十年(Jones 1975)。在东南亚的马来西亚,印度尼西亚和非洲的广大地区择伐非常普遍。择伐无论在森林管理和经济上都有一定成功之处。但是,择伐对生物多样性的影响,特别是对动物多样性的影响受到越来越多的关注(Johns, 1985; 1986),逐渐成为生态林业持续利用和生物多样性保护关注的焦点问题。

2 择伐对动物多样性的影响

2.1 采伐的即时效应

许多学者发现采伐时或采伐后不能立即看到动物(Wilson 和 Johns, 1982),原因是许多动物大量地从采伐迹地逃走。领域较弱的物种如犀鸟、鹿科动物、野猪等从采伐地逃走。而领域性强的物种,如长臂猿,已被迫在领域边界上活动,尽管不情愿移出保护区,但已移出采伐核心区。有人报道(Wilson 和 Johns, 1982),马达加斯加的大狐猴(*Indri indri*)采伐时移出保护区,但采伐后又回到它们以前的领域。

2.2 对物种多样性和种群丰盛度的影响

多数学者研究采伐前后种群密度和物种多样性变化来阐明采伐对动物的影响。灵长类动物是研究最早和最多的类群,主要原因是大多数灵长类动物分布在热带地区,灵长类动物是热带森林生物量最大、最引人注目的动物类群(Johns, 1986)。Wilson 和 Wilson (1975)的研究显示,东南亚地区低强度的择伐并未导致几种灵长类动物的种群密度下降,这可能与商业价值最大的树种一般不是灵长类动物的食物有关。但也有人报道(Tenaza, 1975),采伐能导致灵长类动物种群密度下降。Chiver (1972; 1974)认为,低强度的采伐造成森林的中度干扰,如林窗(gap)能刺激树冠的生长和增加结果量,因而增加了灵长类动物的食物资源。基于这个原因,Chiver (1972, 1974)和 Wilson、Wilson (1975)相信,有限度的干扰(择伐)不危害灵长类动物。在采伐强度低的地区,只有食性特化的物种才可能受到严重影响。在马来西亚,四种灵长类:(克氏长臂猿(*Hylobates klossii*)、门岛叶猴(*Presbytis potenziani*)、豚尾叶猴(*Nasatis concolor*)和豚尾猴(*Macaca nemestrina*)受到严重干扰(Wilson 和 Wilson, 1973),原因是采伐减少了它们所需的食物,其次是它们生活于接近生态和生理容忍的上限地区。

Johns (1986)从食物分布的变化和动物取食行为的变化两个方面来研究择伐效应,他认为采伐先导致灵长类物种食物分布的变化和相应的动物行为变化,然后才影响到种群密度。他研究了马来西亚一种夜行性灵长类和5种日行性灵长类动物,其中两种日行性物种(白掌长臂猿(*Hylobates lar*)和黑脊叶猴(*Presbytis melalophos*))在采伐前观察了14个月,在采伐后观察了12个月,两个物种在采伐后均显示出活动预算的变化即花费更多的时间休息,取食时间减少和漫游时间增加。这两个物种都是原始林中领域性很强的物种,采伐前后它们的漫游的范围变化很小。黑脊叶猴社群间活动区域在老采伐迹地重叠增加,而食物资源从均匀分布变成了聚丛分布。他认为灵长类动物在择伐林的行为变化是对食物资源和栖息地破碎和栖息地的其他变化作出的反映。灵长类动物在采伐迹地中能调整取食对

策以适应变化的栖息地,因此灵长类动物在采伐迹地中能持续存活。不过,在灵长类动物中,食物质量的短期下降可引起种群死亡率增加。在马来西亚的一个研究案例中,Johns (1981)发现择伐能导致初生个体的大量死亡,食物减少是主要因素。

东南亚地区的择伐作业开展得较晚,仅有20~30年的历史。相比较而言,非洲的择伐开展较早,已有60~70年的历史。Plumtre和Reynolds(1994)认为大多数热带地区应用单周期采伐系统,采伐周期在60~70年,而目前的多数研究有以下问题:①只考虑25年以下的择伐林,没有考虑不同年龄的择伐林;②研究地点间灵长类动物的密度变化很大(Plumtre和Reynolds,1994),而许多研究用未采伐迹地作择伐林的对照,因此很难确定动物密度的变化是由采伐效应引起,还是由不同地点的差异引起。Plumtre和Reynolds研究了乌干达布东格(Budongo)保护区60年择伐活动对5种日行性灵长类动物的影响,该保护区有不同地点采伐量和采伐时间的资料。他们发现只有东黑白疣猴(*C. guereza*)的种群密度与采伐时间显著相关,而种群密度与采伐量无关。对比采伐区和未采伐区,东黑白疣猴、青猴(*C. mitis*)和肯尼亚长尾猴(*C. ascanius*)在采伐区密度反而较高,并且青猴和肯尼亚长尾猴的密度与混交林在栖息地中所占的比例呈正相关。他们认为采伐对青猴、肯尼亚长尾猴和东黑白疣猴有利,对另外两种灵长类物种影响小。

尽管许多研究检测了择伐对灵长类动物的影响,但大多数方法有不足之处(Chapman等,2000)。一些研究在采伐后不久进行(Bennett和Dahaoan,1995; Ganzhorn,1995; Rao和Van Schaik,1997),其结果不能用作检验采伐效应,因为采伐通常降低森林的再生能力但不立即引起灵长类动物死亡。在许多情况下,动物因干扰而逃离采伐区(Wilson和Johns,1982)。由于灵长类的寿命比较长,许多灵长类动物在采伐多年后才出现种群下降现象(Chapman等,2000)。例如,在肯尼亚阿穆博舍里(Amboseli)地区,采伐10年后主要食物损失了近90%,才检测出黑长尾猴的种群下降(Struhsaker,1976)。Chapman等(2000)同意Plumtre和Reynolds(1994)的观点,认为许多研究没有采伐前后灵长类丰盛度的数据,而是用相邻的地区作对比,这种途径未考虑未干扰森林的灵长类动物丰盛度的自然变异,同时,灵长类动物的密度往往还受捕杀等混合因素的影响(Wilkie和,1992,1998; Rosenbaum,1998),这对得出采伐效应的可靠结论有影响。另外,绝大多数研究只针对一种采伐强度(Chapman等,2000),必须检查不同的采伐强度,有长时间的采伐前后数据,结果才可信。择伐要与灵长类保护协调,直接的判别标准是看采伐后灵长类种群丰盛度是否能够恢复到采伐前它们原来的密度。

Chapman等(2000)分析了乌干达基巴乐(Kibale)国家公园5种灵长类动物,在轻度择伐和重度择伐下,28年的种群密度变化。他们惊奇地发现青猴和肯尼亚长尾猴在重砍伐区种群一直下降;东方绿疣猴(*Procolobus tephrosceles*)种群在重砍伐区正在恢复,但种群增长非常低(0.005 个社群/ $\text{km}^2 \cdot \text{a}$);东黑白疣猴在一些干扰的栖息地中表现很好,在砍伐区的密度比非砍伐区高,这与Plumtre和Reynolds(1994)的结果一样;白颊白脸猴(*Lophocebus albigena*)种群密度在重采伐区有下降的趋势。与重采伐区对比,轻采伐区所有灵长类的种群密度均没有明显变化。他们建议低强度采伐能与灵长类保护协调,而目前非洲大多数地区属重采伐区。

鸟类是另一个研究比较多的类群。有人发现择伐减少了食物和适合的营巢地点,对采伐25年的森林的某些鸟类的繁殖起限制作用(Wong,1982)。Danielsen(1997)认为,在

自然干扰频繁的森林,择伐对鸟类群落干扰少。Thiollay (1992) 调查了南美法属圭亚那采伐 1 年和 10 年以及未干扰原始热带雨林的鸟类群落,在每公顷移去多于 3 棵树的地方,38% 的下层林从受到破坏,大量的树冠暴露或公开。采伐后,鸟类的物种丰富度、频率和丰盛度下降了 27%~35%,但多样性和均匀度下降不明显。采伐区与未采伐区的物种组成上的差异为 45%。采伐后有 42% 的物种种群急剧下降或消失,但只有 34% 的物种种群增加或保持稳定。受采伐干扰最大的是过熟林下层林丛的陆地物种和食虫类物种,它们下降了 70%~90%。与树冠小林窗和维管束植物有关的鸟类仅下降了 10%~30%。体形小的食果类鸟类和与皆伐 (clearing) 及林缘有关的物种增加。高强度的采伐减少了鸟类多样性。采伐 10 年后,再生树木已生长繁茂,但栖息地仍未恢复到中度干扰下原始林的物种多样性水平。

Marsden (1998) 研究了印度尼西亚色拉穆 (Seram) 低地近期采伐的森林和未采伐的森林的鸟类密度,他们发现只有几种特有种在采伐迹地中受到严重影响,大多数鸟类的种群并未下降。

择伐对鸟类的影响与地理位置有关。Robinson 和 Robinson (1999) 在美国温带南宜利若宜洲,用实验砍伐的方法建立了象择伐造成的小林窗,研究小林窗对繁殖鸟类的影响。他们比较了近期砍伐 (1~5 年) 和中期砍伐 (10~15 年) 的采伐迹地,发现采伐迹地鸟类无明显下降。

昆虫是陆地生态系统的优势种,它们的寿命短,分布广和生活史复杂,对生物环境和非生物环境的变化均十分敏感 (Kremen 等, 1993), 因此是生态系统中的指示类群。在昆虫中,蝴蝶是研究的最多的类群,原因是它们容易鉴定和记录 (New, 1997)。Lewis (2001) 调查了巴西基奎布尔森林择伐对食果类蝴蝶的影响,在每公顷采伐 6 棵树的强度下,3 年后,蝴蝶的物种多样性、物种丰富度分布和单个物种的丰盛度没有明显的变化,地理分布范围局限的物种对采伐亦不敏感。标记释放试验显示大多数物种只短距离迁移,只有个别物种在大于 1km 距离的样方间迁移。在择伐区和未采伐区,蝴蝶群落是相似的。他们发现该森林经常有飓风和火等自然干扰,所研究的蝶类已适应了自然干扰,可能因此对择伐不敏感。在研究择伐时,必须考虑研究地点的自然干扰和人为干扰。他们的结果支持生态持续林业,在自然干扰施加影响的范围内,择伐的持续林业是可行的。Willatt 等 (2000) 比较了原始林和采伐 6 年后的森林的蝴蝶群落,他们发现在采伐迹地反而有较多的物种和个体,稀有种的丰盛度与树冠的暴露程度呈正相关。在同一科内,原始林与采伐迹地物种多样性无差异,但相对丰盛度有明显差异,主要是由一至两个种的丰盛度差异引起;局部种和广布种的物种组成亦没有差异。与原始林接近的采伐迹地,在低强度的采伐情况下,蝴蝶的物种丰富度和丰盛度没有减少或下降,但物种的组成发生了改变。

2.3 对捕食和疾病传播的影响

有人推测择伐后森林树冠的破碎化能增加非洲某些灵长类动物捕食的敏感性 (黑猩猩 *Pan troglodytes*) (Johns, 1985)。在马来西亚,日行性和夜行性的猛禽捕食者在采伐道和皆伐迹地里密度很高 (Johns, 1983)。择伐可能影响动物对疾病的敏感性,一些动物采伐后因栖息地干扰的胁迫而导致身体的健康条件下降, (Rijken, 1978), 这会增加对寄生者和疾病的接触。这方面的总体效应仍需探讨 (Johns, 1985)。

2.4 小气候变化

择伐对森林小气候有重要影响。采伐后树冠暴露增加,因而增加了隔离和温度,

降低了湿度。在原始森林,采伐后两栖类的生存发生困难,不能容忍快速环境变化的物种很快消失 (Johns 1983)。许多树冠下生活的鸟类不能容忍变化的小气候。许多物种的活动受温湿度波动的制约,一些树冠下生活的物种从来不越过林窗的亮光斑。改变森林小气候的另一个效应是引起广泛的干旱,导致土壤板结,对陆地鸟类有严重影响。

2.5 卫生伐的效应

在洞中营巢的物种可能严重依赖于过熟林,采伐过熟林可能导致这些物种种群密度下降 (Johns, 1985)。这些物种包括犀鸟、哥斯达黎加鹦鹉和各种澳大利亚桉树林鸟类 (Friend, 1982)。一些依赖于树洞的哺乳动物,择伐减少适宜居住的洞穴数量,可能会影响到它们的生存。尽管木材燃料资源的持续性一直是许多发展中国家关心的原因,很少有人考虑燃料木材利用对除树以外类群的影响 (Du Plessis, 1995)。Du Plessis (1995) 的研究显示,移去小于 10 年的枯死木对利用洞穴的脊椎动物多样性有负的影响,在生物多样性保护中,必须考虑保护枯死木。

3 展望

尽管择伐效应研究的类群和地点不相,但研究的结论却是一致的,在采伐迹地中,分布范围广或广适种的物种多样性或丰富度将增加,而适应于原始林的专化种的物种多样性或丰富度将下降 (Holloway 等, 1992; Spitzer 等, 1993; Hill 等, 1995; Hamer 等, 1997)。在自然干扰频繁的地区,择伐对动物多样性影响相对较小 (Danielsen, 1997; Lewis, 2001)。轻度的采伐对森林动物多样性影响小,因而与生物多样性保护相协调。但不同地区的森林对择伐的反映不同,在热带原始林,动物多样性受择伐影响大;而在温带森林,动物多样性受影响小 (Wilcox 等, 1986; Robinson 和 Robinson, 1999)。

目前,择伐对物种遗传多样性和生态系统过程的影响研究还比较少。许多物种在轻度的采伐下能恢复到采伐前的种群大小,但择伐是否会导致物种遗传多样性的“瓶颈效应”仍不清楚,如果出现“瓶颈效应”,则会影响物种的长期进化潜力。另外,动物是许多树种的种子扩散者和传播者,择伐能影响动物种群动态和物种多样性,有可能影响生态系统功能。树木的种子扩散取决于整个动物群落的保护 (Guariguata 等, 2000),应加强这些方面的研究。

择伐效应研究的可信性取决于多种因素。对大型的脊椎动物而言,要有长期的数据才能说明问题,一方面是因为只有较长时间的研究才能把采伐效应与采伐时人类活动导致的动物逃离现象分开;另一个原因是大型动物的寿命较长,往往 10 余年到几十年,采伐效应对它们的种群密度的影响需要较长时间才能表现出来。Plumtre 和 Reynolds (1994) 建议对灵长类动物而言,至少 2 个采伐周期才能确定采伐效应。DeVries 等 (1997) 列出了与热带雨林蝴蝶多样性研究有关的范畴和实验设计问题,这些问题包括取样时间较短、取样时间不吻合、取样方法不标准、只运用物种的出现和缺失 (present 和 absent) 资料、小样本量的外推和缺乏群落内物种垂直分布数据。他们提出的问题也适合于其他类群的研究。

目前采伐效应研究主要涉及一些指示种或类群,如灵长类、鸟类和昆虫中的蝶类等。Lawton 等 (1998) 发现,在受干扰的栖息地中,不同指示类群对栖息地变化的反映不一致,它们之间没有相关性。判断采伐效应不能仅局限于几个指示类群,择伐对非指示类群的影响将是未来研究的重点。Lindenmayer 等 (2000) 认为目前指示类群和整个生物多样性之

间的关系还不清楚,指示类群对栖息地变化的反映能否代表整个生物多样性仍需要研究;除考虑指示类群外,还应考虑森林结构指标(林分水平和森林景观水平的特征)如林分结构复杂性、植物物种组成、连通性(connectivity)和异质性(heterogeneity)。他们建议择伐的森林管理应①在即将采伐的森林中建立保护区;②在生产性的森林中应用结构指标;③用多空间尺度的多保护对策,以分散木材林的生态风险,同时应加强择伐的人工控制的实验研究。

择伐对我国森林动物多样性的影响还不清楚。我国大部分森林砍伐是皆伐,但部分森林实行了择伐(邵国凡等,2001;王凤友等,2000;郝占庆等,2000)。由于我国的森林自然保护区偏少,通过择伐有可能把许多非保护区的森林保护在接近自然的状态。我国许多保护区面临着两难选择:部分保护区经常会遇到树木受病虫害严重危害的情况,这种危害会造成大面积树木死亡,为了防止病虫害从枯死木扩散到其他活树,一些保护区砍伐了受病虫害危害的枯死木;而砍伐枯死木可能对保护区的动物多样性造成严重影响,如果不砍伐这些树木,又可能导致病虫害的大量传播,造成更多树木死亡。这种两难问题值得研究。另外,一些保护区防止了“乱砍滥伐”活树,但通常对枯死木不重视,森林中的枯死木经常被砍伐,用作燃料和木材,这些都是择伐,它们可能对森林动物多样性造成不利影响。枯死木对森林生物多样性保护的义目前受到越来越多的重视(Du Plessis, 1995)。应大力加强择伐枯死木的生态效应研究。只有了解了砍伐枯死木的生态效应,才能采取科学的决策,确定这些枯死木是砍伐防止其作为病虫害的宿主好呢,还是保留它们以防止砍伐造成不利的生态后果好。

致谢

本文受国家基金委项目(39893360)、“973”项目(G2000046805)和中国科学院创新项目(C2999083)支持。

参考文献

- 王凤友,杨修,吴榜华. 2000. 天然林保护工程的理论基础. 见:张佩昌主编. 专家论天然林保护工程. 北京:中国林业出版社, 86~120
- 邵国凡等. 2001. 试论生态分类系统在我国天然林保护与经营中的应用. 生态学报, 21 (9): 1564~1568
- 郝占庆,代力民,王庆礼. 2000. 天然林保护工程与生物多样性保护. 见:张佩昌主编. 专家论天然林保护工程. 北京:中国林业出版社, 86~120
- Bennett, E. L. and Z. Dahaban. 1995. Wildlife responses to disturbances in Sarawak and their implication for forest management. In Primack, R. B. and T. E. Lovejoy eds. Ecology, Conservation, and management of Southeast Asian rainforests. New Haven, Connecticut: Yale University Press
- Chapman, C. A., S. R. Balcomb, T. R. Gillespie, O. P. Skorupa and T. T. Struhsaker 2000. Long-term effects of logging on African primate communities: a 28 year comparison from Kibale Nation Park, Uganda. Conservation Biology, 14 (2): 207~217
- Chivers, D. J., J. J. Raemaekers, and F. P. G. Aldrich-Blake. 1975. Long-term observation of siamang behaviour. Folia Primologica, 23: 1~49

- Chivers, D. J. 1972. The siamang and the gibbon in the Malay Peninsula. In Gibbon and Siamang eds. By D. M. Rumbaugh. 1: 103~35. Basle, Karger.
- Danielsen, F. 1997. Stable environments and fragile communities: does history determine the resilience of avian rain-forest communities to habitat degradation. *Biodiversity and Conservation*, 4: 401~422
- DeVries, P. J., D. Murray, and L. Lande. 1997. Species diversity in vertical, horizontal, and temporal dimensions of a fruit-feeding butterfly community in an Ecuadorian rainforest. *Biological Journal of the Linnean Society*, 62: 343~363
- Du Plessis, M. A. 1995. The effects of fuelwood removal on the diversity of some cavityusing birds and mammals in South African. *Biological Conservation*, 74: 77~82
- Ganzhorn, J. U. 1995. Low-level forest disturbance effects on primary production, leaf chemistry, and lemur populations. *Ecology*, 76: 2048~2096
- Guariguata, M. R., J. J. R. Adame and B. Finegan. 2000 Seed, and fate in two selectively logged lowland forests with contrasting protection levels. *Conservation Biology*, 14 (4): 1046~1054
- Hamer, K. C., J. K. Hill, L. A. Lacey, and A. M. Langham. 1997. Ecological and biogeographical effects of forest disturbance on tropical butterflies of Sumba, Indonesia. *Journal of Biogeography*, 24: 67~73
- Hartshorn, G. S. 1995. Ecological basis for sustainable development in tropical forest. *Annual Review of Ecology and Systematic*, 26: 155~175
- Hill, J. K., K. C. Hamer, L. A. Lacey, and W. M. T. Banham. 1995. Effects of selective logging on tropical forest butterflies on Buru, Indonesia. *Journal of Applied Ecology*, 32: 754~760
- Holloway, J. D., A. H. Kirk-Spriggs, and V. K. Chey. 1992. The response of some rain forest insect group to logging and conversion to plantation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 335: 425~436
- Johns, A. D. 1983. Tropical forest primates and logging: can they co-exist? *Oryx*, 17: 114~118
- Johns, A. D. 1985. Selective logging and wildlife conservation in tropical rain forest: problems and recommendations. *Biological Conservation*, 355~375
- Johns, A. D. 1986. Effects of selective logging on the behavioral ecology of West Malaysian primates. *Ecology*, 67 (3): 684~694
- Kohm, K., and J. F. Franklin. 1997. *Forestry in the 21st century*. Covelo: Island Press.
- Kremen, C., R. K. Colwell, T. L. Erwin, D. C. Murphy, R. F. Noss, and M. A. Sanjayan. 1993. Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation Biology* 7: 796~808.
- Lawton, J. H., D. E. Bignell, B. Bolton, G. F. Bloemers, P. Eggleton, P. M. Hammond, M. Hodda, R. D. Holt, T. B. Larsen, N. A. Mawdsley, N. E. Stork, D. S. Srivisitava, and A. D. Watt. 1998. Biodiversity in inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature*, 391: 72~76
- Lewis, O. T. 2001. Effect of experimental selective logging on tropical butterflies. *Conservation Biology*, 15 (2): 389~400
- Lindenmayer, D. B., C. R. Margules, and D. B. Botkin, 2000. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation Biology* 14 (4), 941~950
- Marsden, 1998. Changes in bird abundance following selective logging on Seram, Indonesia. *Conservation Biology*, 12 (3): 605~611

- New, T. R. 1997. Are lepidoptera an effective 'umbrella group' for biodiversity conservation? *Journal of Insect Conservation*, 1: 5~12
- Plumtre, A. T and V. Reynolds. 1994. The effects of selective logging on the primate populations in the Budongo Forest Reserve, Uganda. *Journal of Applied Ecology*, 31: 631~641
- Rao, M., and C. P. van Schaik. 1997. The behavioral ecology of sumatran orangutans in logging and unlogged forest. *Tropical Biodiversity*, 4: 173~185
- Rapera, R. B. 1977. Effects of logging on residual stands. *BIOTROP Spec. Publs*, 3: 119~25.
- Rijken, 1978. A field study of Sumatran orang-utans (*Pongo pygmaeus abelii*, lesson 1827): Ecology, behavior and conservation. B. V. Wageningen, H. Veenman,
- Robinson, W. D and S. K. Robinson. 1999. Effects of selective logging on forest bird populations in a fragmented landscape. *Conservation Biology* 13 (1): 58~66
- Rosenbaum, B. b., T. G. Obrien, M. Kinnard, and J. Supriatna. 1998. Population densities of Sulawesi created black macaque (*Macaca nigra*) on Bacan and Suklawest, Indonesia: effects of habitat disturbance and hunting. *American Journal of Primatology*, 44: 89~106
- Spitzer, K., Novotny, M. Tonner, and J. Leps. 1993. Habitat preference, distribution and seasonality of the butterflies (Lepidoptera, Papilionoidae) in a montane tropical rain-forest, Vietnam. *Journal of Biogeography*, 20: 109~121
- Tenaza, R. R. 1975. Territory and monogamy among Kloss' gibbons (*Hylobates klossii*) in Siberut island, Indonesia. *Folia Primatologica*, 24: 60~80
- Thiollay, Jean-Marc. 1992. Influence of selective logging on bird species diversity in a Guiana rain forest. *Conservation Biology*, 6 (1): 47~63
- Wilcove, D. S., C. H. Mclellan, and A. P. Dobson. (1986). Habitat fragmentation in the temperate zone. In Soule', M. E. Ed. *Conservation Biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer: Sunderland, 237~56
- Wilkie, D. A., B. Crran, R. Tshombe, and G. A. Morelli. 1998. Modeling sustainability of substance farming and hunting in Ituri forest of Zaire. *Conservation Biology*, 12: 137~147
- Wilkie, D. S., J. G. Silde, and G. C. Boundzanga. 1992. Mechanized logging, market hunting, and a bank loan in Congo. *Conservation Biology*, 6: 570~580
- Willott, S. J., D. C. Lim, S. G. Compton and S. L. Sutton. 2000. Effects of selective logging on the butterflies of a Bornean Rainforest. *Conservation Biology*, 14 (4): 1055~1065
- Wilson, C. C and W. L. Wilson. 1975. The influence of selective logging on primates and some other animal in East Kalimantan. *Folia Primatologica*, 23: 245~274
- Wilson, W. L and A. D. Johns. 1982. Diversity and abundance of selected animal species in undisturbed forest, selectively logged forest and plantations in East Kalimantan, Indonesia. *Biological Conservation*, 205~218
- Wilson, W. L. and W. L. Wilson. 1973. Final report: census of Sumatran primates. Seattle, Washington, Regional Primate Center, University of Washington
- Wong, M. 1982. Pattern of food availability and understory bird community structure in a Malaysian rain forest. Ph. D. thesis, University of Michigan

The Selective Logging and Animal Diversity Conservation

Li Yiming

(Institute of Zoology, Chinese Academy of Sciences. 19 Zhongguancun Lu,
Haidian, Beijing 100080,)

Abstract Selective logging is an approach to sustainable use of ecological forestry. The selective logging needs to be sustainable in economical, yield sustainable timber production and conserve biodiversity. Much emphasis has been focused on effects of the selective logging on animal diversity. Most studies suggest that generalists or common species with wide distribution will increase their species diversity or abundance and specialists or rare species with limited distribution which appreciate primary forest will reduce their species diversity or abundance in forest after selectively logged. The selective logging has small effects on animal diversity in forest where natural disturbance frequently occurs. The animal diversity in tropical forest is more sensitive to selective logging than in temperate forest. The low intensity-selective logging has small effects on animal diversity and can be a component of animal diversity conservation in forest. Future studies should be on effects of selective logging on genetic diversity of affected species, process of ecosystems, non-indicator animal taxa and on ecological effects of dead woods in forest.

Keywords Selective logging, Sustainable forestry, Animal diversity, Conservation

元宝山冷杉种子繁殖力初探*

唐润琴 李先琨 欧祖兰 李瑞棠

(广西壮族自治区 广西植物研究所, 桂林 541006)

中 国 科 学 院

摘要 元宝山冷杉是仅产于广西北部元宝山的珍稀濒危植物, 天然更新能力差。调查表明, 冷杉个体的球果、种子的数量均有差异, 球果长短、大小与种子数量、种子质量(饱满率)存在显著正相关。风干种子千粒重为 16.9581 g, 含水量为 12.85%。元宝山冷杉种子的吸水过程分为 3 个阶段: 第一阶段是 0~1h, 为急剧的吸水阶段; 第二阶段是 1~10h, 吸水基本停滞; 第三阶段是 10~339h, 又是急剧的吸水阶段, 吸水量递增。用 0.1% 靛蓝溶液测定种子生活力, 按以往判别松科植物的标准判断, 其生活力极低。饱满种粒在培养箱中发芽率为 18.9%, 场圃发芽率 6.8%。以往判断方法是否不适用元宝山冷杉, 需作进一步的探讨和研究。种子发芽率低, 是冷杉自然更新不良、种群难以延续和扩展的重要因素。

关键词 元宝山冷杉 种子 繁殖力 试验

元宝山冷杉(*Abies yuanbaoshanensis*)是松科冷杉属的常绿针叶乔木, 为 70 年代发现的新种, 是世界上仅产于广西融水县中部元宝山的孑遗、濒危植物, 是研究我国第四纪冰川时期植物区系和气候变迁的“活化石”, 在国家公布的首批珍稀濒危保护植物中, 被列为一级保护的濒危植物(于永福, 1999)。由于元宝山冷杉分布范围窄、数量少, 且多为过熟的老龄树, 加之自然更新能力差、结实周期长(3~4 年结一次果)、结实量少, 又具有大小年之分, 因此, 元宝山冷杉种群处于极度濒危状态。研究元宝山冷杉种群与环境因子之间的关系、种群适应机理, 将为保护元宝山冷杉这一珍稀濒危植物, 防止元宝山冷杉种群的衰退提供理论依据。

种子植物生活史中, 种子的萌发率、幼苗的成长率、成熟植株的开花率、座果率以及花果的败育率等生态生物学特性是植物种群生殖生态学研究的基础, 而种子萌发又是植物体生长发育的重要阶段。种子和幼苗期被认为是植物生活史周期中最脆弱的阶段(Harper, 1977), 关系到种群的生存与发展, 研究种子和幼苗的繁殖适应能力及其影响因子具有较高的理论和应用价值。环境、遗传因子和种子大小对于种子的繁殖能力有一定的影响(Alexander 和 Wulff, 1985; Stamp, 1990; Jurado 和 Westoby, 1990), 关于种子和幼苗适应生态学的研究, 国内外已有一些报道(Alexander 和 Wulff, 1985; Arressen 和 Burton, 1990; Krannitz 等, 1991), 但多数研究以草本为材料, 乔木种群生殖生态的研究甚少(方炎明等, 1999)。

对于元宝山冷杉种群的生态研究, 除国内少数科研人员做过调查外, 国外尚无人涉足

*广西自然科学基金资助项目(桂科自 9811013)

(黄仕训等, 1996; 谢强等, 1998; 潘百明, 1998)。迄今为止, 国内外有关元宝山冷杉种子的繁殖、栽培的资料未见报道。对元宝山冷杉种子的特性进行研究, 将有助于阐明种群繁殖适应性, 对探讨冷杉种群的生存力和种群对策非常重要。

1 元宝山冷杉分布地自然条件概况

元宝山是广西起源最古老的山体, 位于广西融水县中部 ($25^{\circ} 22' \sim 25^{\circ} 32' \text{N}$, $109^{\circ} 7' \sim 109^{\circ} 13' \text{E}$), 一般海拔 1 000~1 500m, 主峰蓝坪峰海拔为 2 081m。元宝山山地气候特征明显, 年平均气温 16.4°C , 1 月平均气温 $4\sim 8^{\circ}\text{C}$, 极端最低气温 -8°C , 7 月平均气温 $24\sim 27^{\circ}\text{C}$, 极端最高气温 32°C , $\geq 10^{\circ}\text{C}$ 的年活动积温 $5\,300^{\circ}\text{C}$; 年降水量达 2 379mm, 是广西降水量最多的地区之一 (苏宗明等, 2000)。林内湿度相当大, 达 90% 以上。元宝山的土壤主要为花岗岩发育而成的山地红壤、山地黄壤和山地黄棕壤。元宝山冷杉集中分布在海拔 1 700~2 050m 之间的老虎口、白雪岭、燕子坳等地的常绿落叶针阔混交林中, 元宝山冷杉是群落优势种, 树干通直, 林下湿润, 地衣、苔藓满布于树干和枝条上, 地被、枯枝落叶丰富, 植被保存较好。元宝山冷杉种群多为过熟的老龄树, 幼树特别是中龄树更为少见; 过熟的老龄树的树干都有空心、枯顶的现象, 常见枯立木和风倒木。

2 研究内容及方法

2.1 球果的采集

1999 年 10 月结合种群研究进行繁殖状况的调查, 选定结果株, 在球果刚成熟而种鳞尚未脱落之前及时采集。在每株树的东、南、西、北和树冠上部五个方位各采集球果 2 个。

2.2 球果特征和种子数量

采回的球果在室内测定进行球果长度、直径, 球果风干至种鳞分离、种子将自行脱出时, 进行种子数量的测定和统计; 同时, 采用目测法判别种子饱满度, 以种粒饱满, 种翅、种皮有光泽, 有松脂香味为标准进行判别, 统计各球果的种子饱满率。

2.3 种子特征的测定

种子千粒重的测定, 采用百粒法的方法, 从纯净种子中, 随机取 100 粒为一组, 共取八组, 即为八个重复, 计算平均值、标准差及变异系数, 由此得出种子千粒重。

种子含水量测定, 采用 105°C 烘干法, 随机取出样品三份, 放在预先用精度为万分之一的电子天平称量恒重的称量瓶内, 放入干燥箱中, 烘至恒重, 计算种子含水量, 取平均值。

2.4 种子吸水试验

为了解元宝山冷杉种群繁殖力状况, 对种子进行了吸水试验, 分别从东、西、南、北、顶 5 个方位的球果各抽取 10 粒种子为一组, 共取 5 组。进行吸水试验, 第一天每隔一小时称重一次, 并记录吸水量; 第二天后每天称重一次, 记录吸水量, 直至发芽。

2.5 种子生活力及发芽试验

种子生活力测定, 按《中华人民共和国国家标准 (林木种子检验方法) GB7772~81》, 采用 0.1% 的靛蓝溶液测定, 从纯净种子中随机取 50 粒为一组, 取 20 组 (即为 20 个重复) 共 1 000 粒种子, 切开种子剥出种胚, 置入靛蓝溶液中恒温浸泡 3h, 取出观测其染色情况, 分别统计各组有生活力的种胚百分率, 计算 20 组的平均数, 得出种子生活力的结果。

种子发芽试验分别在室内和室外进行：①室内采用培养箱的方法。用培养皿在 25℃ 恒温的培养箱中培养，培养皿底部用滤纸垫好，每个培养皿中放 100 粒种子，种粒之间保持一定的距离，上面用滤纸覆盖好，共取 10 组。每天检查水分和温度状况，并作好记录，发芽结束，分别统计各组发芽率。②室外采用盆播的方法，即先将种子放入培养箱中（25℃）培养三天，然后将种子移至事先混合装好火烧土和沙的盆中，每盆播放 50 粒种子，共取 5 组，即为 5 次重复。种粒之间保持一定的距离，覆土后再用沙子薄盖一层。播种后每天进行场圃观察，并记录种子发芽数，试验结束后计算发芽率。

3 结果与分析

3.1 元宝山冷杉结实特性

调查的元宝山冷杉成年个体（DBH≥20cm）共 31 株，其中结果株 3 株，单株结果数为 14~48 个球果。采集元宝山冷杉 3 株树的 24 个球果，每株树各采有 8 个球果，测定每株树的球果的种子数（表 1）。方差分析表明，植株之间的球果所产种子数差异显著，1 号树球果的种子数明显高于 3 号树，而 2 号树与 3 号树的种子数无显著差异。1 号株所处的位置在小地形的上部，光、热资源更为充足，而 2、3 号株同处于山凹中，光照相对不足、授粉季节雾大，所结球果及其所含的种子数都少于 1 号株。

3.2 元宝山冷杉球果及种子特征

元宝山冷杉球果长度为 6.2~10.0cm（平均 7.82cm），直径为 3.6~4.8cm（平均 4.19cm），单个球果种子数量为 350~640 粒，平均单果种子数 494.2 粒，变异系数为 15.83%（表 1）；饱满种子数为 45~227 粒，平均为 126.2 粒，变异系数为 43.14%。

表 1 元宝山冷杉球果的种子数

Table 1 The number of seeds in each cone for *Abies yuanbaoshanensis*

株号	各球果种子数（粒 / 果）								总和 (Total)	平均 (\bar{X}_i)	$\bar{X}_1 - \bar{X}_i$	$\bar{X}_1 - \bar{X}_2$
	1	2	3	4	5	6	7	8				
1	600	541	640	547	634	582	434	548	4526	565.75	135.62**	79.12
2	482	489	479	501	528	472	365	577	3893	486.63	56.50	
3	434	432	415	350	416	478	470	446	3441	430.13		
									11860	494.17		

经测定，元宝山冷杉种子千粒重为 16.3850~17.2260g，平均为 16.9581g；风干种子含水量为 12.83%~12.87%，平均为 12.85%。

球果的长度 L、直径 D 与所包含的种子数量 S 存在线性关系：

$$\hat{S} = -22.0211 + 52.6876L + 24.8414D \quad (\text{相关系数 } r=0.7926, F>F_{0.01})$$

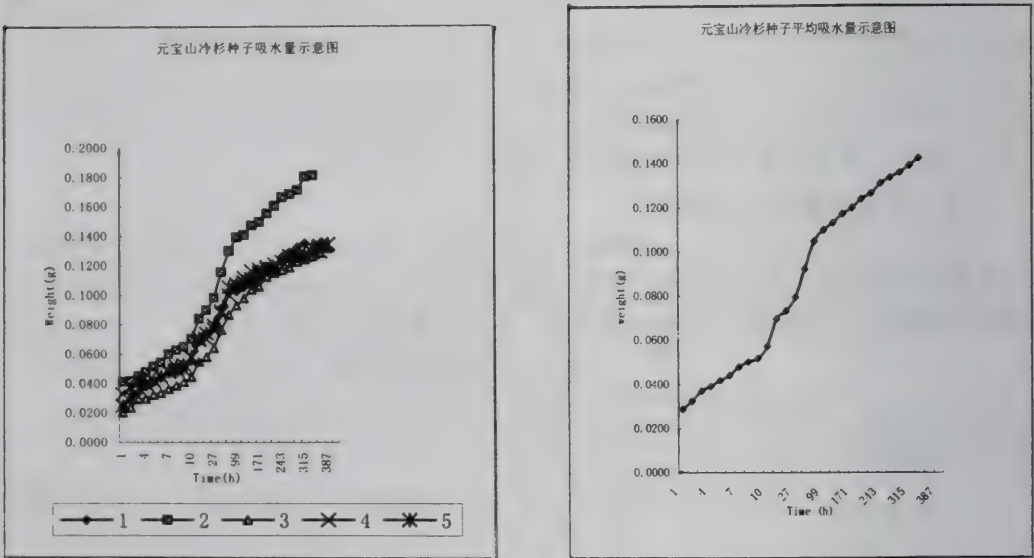
说明球果的种子数与球果长度和直径的关系极显著，即随着球果长度及直径的增长和增大，种子数也随着增加。球果的长度 L、直径 D 与饱满种子数 S₁ 也存在线性关系：

$$\hat{S}_1 = -301.8029 + 27.0478L + 51.6441D \quad (r=0.7783, F>F_{0.01})$$

随着球果长度、直径的增加饱满种子数量也随着提高。

3.3 种子的吸水过程

为了解元宝山冷杉种子的吸水过程，我们对种子进行了吸水试验（图 1）。通过试验可以看出，元宝山冷杉种子吸水过程有三个明显的阶段：0~1h 为第一阶段，是急剧的吸水过程；1~10h 为第二阶段，吸水基本停滞，代谢活动开始进行；10~ 339h 为第三阶段，又恢复到急剧的吸水过程，吸水量增加。特别是在 10h~75h 之间的这段时间内吸水量最为迅猛，75 小时之后为缓慢的递增，直至发芽。由于植物种子的种类不同，因而种子吸胀阶段的时间也有所差异，有些种子在很短的时间内就能吸收到发芽所需的水分，如欧州赤松种子在 48h 内就能吸收到所需水分，而有些种子则需要较长时间如紫杉属的种子需 18 天（谢宗强等，2000），与之相比，元宝山冷杉种子吸胀时间居中，需 13 天，与银杉的 14 天接近（谢宗强等，2000）。同时可以看出，成熟的冷杉种子，无论在树冠上生长的部位如何，它的吸水过程和阶段是一致的。



1 为东向；2 为西向；3 为南向；4 为北向；5 顶部

图 1 元宝山冷杉种子吸水示意图

3.4 种子生活力

通过 0.1%靛蓝溶液染色，按《国家标准 GB7772-81》的判别标准和图谱对照，根据胚染色部位和比例大小来判断种子生活力，种胚全部未染色、根尖少量染色、胚茎部分斑点状染色或子叶少许斑点染色为有生活力，种胚部分和全部染色为无生活力，按此标准判定，测得种子生活力为 0.5%。

3.5 种子发芽试验

为进一步检验元宝山冷杉种子的生命活力，对冷杉种子进行了室内恒温培养和室外盆播发芽试验，并观察发生情况，结果见表 2、表 3。

发芽试验结果是恒温培养箱发芽率为 18.9%，室外盆播发芽率为 6.8%。恒温培养箱培养的种子发芽的持续时间 28~59 天不等，发芽的高峰期一般为播种后第 11~16 天的 5 天

左右时间。盆播的种子，发芽粒数少，发芽高峰不明显。

表 2 培养箱发芽试验结果

Table 2 The experiment results of burgeon in incubator

组号	种子数 (粒)	发芽率 (%)	播种到发芽开始 (天)	播种到发芽结束 (天)	发芽高峰 (天)
1	100	9	10	28	11~14
2	100	23	9	34	11~16
3	100	18	7	57	不明显
4	100	9	10	46	不明显
5	100	24	7	59	11~15
6	100	22	8	47	13~16
7	100	30	7	50	12~16
8	100	11	11	46	不明显
9	100	26	9	35	11~18
10	100	17	9	48	10~16
\sum	1000	189			
\overline{X}	100	18.9	8.7	45	

表 3 盆播发芽试验结果

Table 3 The experiment results of burgeon in open air

组号	种子数 (粒)	发芽率 (%)	播种到发芽开始 (天)	播种到发芽结束 (天)
1	50	4.0	30	31
2	50	4.0	31	33
3	50	8.0	24	47
4	50	16.0	24	50
5	50	2.0	25	25
\overline{X}	6.8			

4 讨论

种子种群是植物个体一生中移动力最强的阶段，能否有足够的种子种群经散布后形成土壤种子库，避开不良环境，在适宜时机形成幼苗，为种群的延续扩展补充后代，是植物种群得以生存发展的基础。元宝山冷杉花期为 5 月，果熟期在 10 月左右，球果成熟后，种鳞即从果轴上脱落，种子飞散。结果株之间在球果数量、种子数量等方面有一定差异，单个球果种子数量为 350~640 粒，平均单果种子数 494.2 粒，饱满种子数为 45~227 粒，平均为 126.2 粒，球果的长短、大小与种子数量、种子质量（饱满率）存在显著的相关关系，种子数量与种子质量（饱满率）随着球果的增长、增大而增加和提高。风干种子千粒重为 16.958 1 g，含水量为 12.85%。

用 0.1%靛蓝溶液测定元宝山冷杉种子生活力，按以往判别松科植物的标准判断，其生活力极低，是否因为所选择的测试方法不适用于元宝山冷杉，还是判断方法不适用于元宝山冷杉，或者还是因为冷杉本身含有一种活性酶，抑制着种子对酶的分解能力，需作进一

步的探讨和研究。风干储藏的饱满种子于次年春季播种, 在培养箱中发芽率为 18.9%, 场圃发芽率仅 6.8%。

种子的质量与种子的活力直接相关, 能够萌发的饱满种子也就是活力旺盛的种子, 它们对环境条件的要求相对要低些, 一般情况下都能出土萌发成幼苗, 成为种群更新的补充库。元宝山冷杉结实率低、结实周期长、还多发育不良, 种子发芽率低, 进一步减低了本已十分有限的种子资源的有效性。元宝山冷杉自然更新不良, 是种群难以延续和扩展的重要因素。

致谢 本所苏宗明研究员、宁世江副研究员、曹明硕士共同参加了艰苦的野外工作, 元宝山自然保护区管理所石明贵副所长协助野外调查, 作者表示衷心感谢!

参考文献

- 方炎明, 曹航南, 尤录祥. 1999. 鹅掌楸苗期动态生命表. 应用生态学报, 10 (1): 7~10
- 黄仕训, 王才明, 王燕. 1996. 元宝山冷杉群落特征的初步研究. 广西植物, 16 (3): 239~246
- 潘百明, 覃干超. 1998. 元宝山冷杉种群结构和动态的初步研究. 广西师范大学学报 (自然科学版), 16 (2): 86~91
- 苏宗明, 黄玉清, 李先琨. 2000. 广西元宝山南方红豆杉群落特征的研究. 广西植物, 20 (1): 1~10
- 谢强, 覃干超, 黄家林. 1998. 元宝山冷杉群落主要木本种群的生态位分析. 广西师范大学学报 (自然科学版), 16 (2): 79~85
- 谢宗强, 李庆梅. 2000. 濒危植物银杉种子特性的研究. 植物生态学报, 24 (1): 82~86
- 于永福. 1999. 中国野生植物保护工作的里程碑——《国家重点保护野生植物名录 (第一批)》. 植物杂志, (5): 3~11
- Alexander, H M, and R D. Wulff. 1985. Experimental ecological genetics in *Plantago*. J Ecol, 73: 271~282
- Arressen, L. W. and S. M. Burton. 1990. Maternal effects at four levels in *Senecio vulgaris* grown on soil nutrient gradient. Amer J Bot, 77: 1231~1240
- Harper, J. L. 1977. Population biology of plants. London: Academic Press
- Jurado, E. and M. Westoby. 1990. Seedling growth in relation to seed size among species of arid Australia. J Ecol, 1992, 80: 407~416
- Krannitz, P. G., L. W. Arressen and J. M. Dow. 1991. The effect of genetically based differences in seed size on seedling survival in *Arabidopsis thaliana*. Amer J Bot, 78: 446~450
- Stamp, N. E. 1990. Production and effect of seed size in a grassland annual (*Erodium brachycarpum*, Geraniaceae). Amer J Bot, 7: 874~882

Study on reproductive capacity for the seeds of *Abies yuanbaoshanensis*

Tang Runqin Li Xiankun Ou Zulan Li Ruitang

(Guang xi Institute of Botany, Guilin, Guang xi, 541006)

Abstract *Abies yuanbaoshanensis* is a endangered species, distributing in Yuanbaoshan mountain of Guangxi only. Its reproductive capacity is inferior. The number of fir-apples and seeds for *Abies* individuals are different. There is a positive relationship between length/diameter and number/quality of the seed. The weight for kilo grains of seeds is 16.9581g, containing water 12.85%. There are three stages in water absorption for the seed of *Abies yuanbaoshanensis*: the first is in 0~1 hours, the rapid stage of absorption; the second stage is in 1~10 hours, which is a stagnant stage; and the third stage is in 10~339 hours, the fast stage of re-absorption, especially in 10~15 hours. The rate of burgeon up for satiety seeds in the incubator under constant temperature and humidity is 18.9%, while the value becomes 6.8% under ambient environment. The lower germination rate is the main reason leading to decrease of the population.

Key words *Abies yuanbaoshanensis*, Seed, Reproductive capacity, Experiment

三峡库区稀有濒危植物异地保护 群落的组建研究*

叶其刚 陈树森 王诗云

(中国科学院武汉植物研究所, 武汉 430074)

摘要 在湖北省九宫山自然保护区, 选择与三峡库区稀有濒危植物群落生境相似的样地, 对样地中原植被的处理主要采用逐步疏伐式的方法, 建成了一个约 3 000m² 的三峡库区稀有濒危植物异地保护群落。群落中有三峡库区稀有濒危植物 24 种, 以金钱槭 (*Dipteronia sinensis*)、珙桐 (*Davidia involucreta*)、银鹊树 (*Tapiscia sinensis*) 和水青树 (*Tetracentron sinensis*) 为优势种, 在相同条件下, 其定植成活率分别为 92.1%、53.3%、100% 和 73.3%。在自然保护区中不宜采用一次性开大林窗组建异地保护群落的方法。本文最后探讨了在自然保护区中组建稀有濒危植物异地保护群落应注意的若干问题, 如外来种的引入、后管理等, 并认为在自然保护区中, 一旦建成一个稳定的异地保护群落, 则对稀有濒危植物保护的有效性比在植物园迁地状态下的保护要好, 而且从长远的观点来看, 花费要少。

关键词 三峡库区 稀有濒危植物 异地保护群落 组建

由于在迁地人为环境下载培的植物种群并不能完全代替那些在野生生境中的自然种群, 所以对稀有濒危植物的保护, 最终还需利用自然保护区。在栽培环境下的保存, 只是一种代替的方法。把经过迁地保护的人工繁殖体重新放回到它们原来的自然或半自然的生态系统中去或适合它们生存的野外环境中去, 这种方法称为“再引种”(re-introduction)或“重返自然生态系统”(许再富, 1998)。近年来, 这方面的研究已引起国际上不少研究机构的重视(Howell 和 Jordan, 1991; Maunder, 1992; Pottinger, 1993)。长江三峡工程的建设, 对库区稀有濒危植物的生存环境会造成直接或间接的影响, 为了有效地保护三峡库区的稀有濒危植物及其遗传多样性, 笔者把从三峡库区引回的濒危植物异地重返到与库区气候和环境相似的湖北省九宫山自然保护区中进行保存。而在自然生态系统中, 物种间的关系十分复杂, 一个稳定的植物群落通常不容易接受一个新物种。为此, 我们提出了在自然生态系统中建造保护群落的思想, 并将这样的群落称为异地保护群落。对群落设计的原理与方法已有专文报道(叶其刚等, 2000)。本文就群落建造的方法及初步建造的结果进行报道, 并讨论了在自然保护区中建造稀有濒危植物异地保护群落应注意的一些问题。

1 异地保护群落组建方法

* 国家自然科学基金资助项目(39470086)和中国科学院武汉植物研究所所长基金资助项目

1.1 异地保护群落样地的选择

异地保护群落组建地点选择在气候属中亚热带且同属长江流域的湖北省九宫山自然保护区,其自然环境条件与三峡库区残存的稀有濒危植物群落分布的自然环境条件大体上相似。群落组建的具体样地选择在海拔 600m 左右的金鸡石附近的沟谷一侧,类似自然残存的稀有濒危植物群落的生境:四面环山,狭长沟谷一侧,有溪流经过;空气湿度大,坡度 25~50°,土壤中含大量砾石,土壤腐殖质层较厚;有自然衰老死亡的立木,树干被满苔藓,植被主要是以君迁子 (*Diospyros lotus*) 为优势种的次生林。

1.2 异地保护群落样地的处理

为造成一定的空间或林窗,供稀有濒危植物生长,需对所选地点原有群落进行疏伐除杂,主要采用下列二种方法进行疏伐:①逐步疏伐。原群落面积约为 3 000m²,乔木层总盖度为 90%,先择伐 30%左右的树木及大部分的杂灌、草本,留少量灌木如三尖杉 (*Cephalotaxus fortunei*)、茶树 (*Camellia sinensis*) 等;以后,随着稀有濒危植物生长,再逐步去枝或疏伐;1995 年 11 月疏伐后盖度为 60%,1997 年 8 月疏伐后盖度为 40%,1998 年 5 月疏伐后的盖度为 35%。为保证群落内小生境的多样性,群落内不同局部的盖度仍保持一定的差异。②开大林窗。一次性开辟一大片林窗,面积约为 600m²,仅保留少量当地乔木作适当荫蔽树种。这种方法显然对自然保护区的当地植被与环境破坏较大,但为了观察开大林窗造成的实际影响,仅选择小面积进行试验。采用方法①建造的群落叫逐步疏伐式异地保护群落,采用方法②建造的群落称开林窗式异地保护群落。

为避免水土流失,灌木和草本一般不宜采用垦挖的方法,只用砍刀伐去地上部分;无性繁殖的灌丛如箬叶竹等尽量垦挖连根除尽,以免造成地下部分的强烈竞争。清除采伐迹地的树桩、枝丫等残留物后及时整地。样地的处理于 1995 年 11 月进行,所选坡地均已改梯。

1.3 苗木定植

对回归自然的苗木要求,IUCN 建议必须是原来种类相同种系,并要注意其遗传组成 (Meredith 等,1990)。我们用于建造群落的稀有濒危植物苗木,主要来源于野外直接引种回的实生苗、分株得到的无性繁殖体及少量人工有性或无性繁殖的健壮苗木。

苗高 30~60cm 的小苗,在起苗运输前要剪去少量枝叶;苗高 80cm 以上的苗木,则要剪去四分之二到四分之三的枝叶,有些还需截干或剪去嫩梢;根部最好带土球,或用苔藓保湿,装入编织袋内,苗木运到九宫山后,在定植前,开辟临时苗圃,将苗木先行假植。

按株行距 2~4m 定点实行人工穴垦,规格为 80cm×80cm×60cm;在定植前一个月左右将所挖大穴的土回填。回土时要将大的土块打碎,草根和石块要清除,不得回入穴内,以免影响定植成活。定植时,小苗放正直,回土宜压实四周,并在表面回一层 2~3cm 厚的松土保湿。为使苗木扎根良好,迅速恢复生机,苗木定植时,需要一段气候不过于干燥,雨水较充分,空气湿度大而蒸发较低的时期,所以,最好的定植时间宜选在春季 2~5 月,或秋雨季节 10~11 月定植。久旱不雨不宜定植,具体时期选择在连雨天的间歇期及雨后 3~5 天。本研究定植时间为 1996 年 11 月、1997 年 3 月和 1998 年 4 月。具体苗木在群落中的安排,一般按群落设计图来进行,苗木配置具体原则和方法参见文献 (叶其刚等,2000),遇到特别的地形或不适合的情况可作灵活处理,暂时还没有的苗木可用其他苗木代替假植或预留出空地。

1.4 抚育管理

苗木定植后,要及时浇透水。苗木定植后前5年的人工抚育管理,在每年4~11月期间进行3~4次,主要是除草松土,以植株为中心,半径0.5~0.6m,深5~10cm,植株以外的林地,用刀伐去杂草地上部分及妨碍植株生长的乔、灌枝条,在连续干旱季节,还应及时浇水,遇到病虫害及时采取措施。

5年之后,再逐渐地疏伐部分的当地大乔木或其枝条,使群落中的稀有濒危植物能得到更充足的阳光、温度、水分和营养物质,以便迅速发育,视具体情况,调整群落结构及各种群结构,由于大部分树种已能与当地杂草竞争,每年抚育管理可减少至1~2次,10年之后,乔木抚育管理可减至每5年一次,或视具体情况而定。

每年11~12月,进行生长情况记载,包括树高、胸(基)围、生长势、病虫害等。

2 结果与分析

对于开林窗式异地保护群落,由于一次性开林窗过大,使当地杂草迅速侵入,且生长很快,给管理带来很大不便,并由于在此定植的稀有濒危植物数量有限,不利于结果的比较分析,故略去。

2.1 逐步疏伐式异地保护群落结构

初步建造的群落,乔木层分二层,主要为当地树种,乔木一层高约10~16m,主要种类有君迁子(*Diospyros lotus*)、苦木(*Picrasma quassoides*)、包石栎(*Lithocarpus cleistocarpus*)、刺楸(*Kalopanax davidii*)、杉木(*Cunninghamia lanceolata*)等,乔木二层高约5~10m,主要种类有漆树(*Toxicodendron verniciflua*)、青冈栎(*Cylobalanopsis glauca*)、绵柯(*Lithocarpus henryi*)、牛筋树(*Lindera glauca*)、光枝楠(*Phoebe neuranthoides*)、桉木(*Eurya japonica*)等;灌木层除当地的一些种类外,新定植的稀有濒危植物乔、灌木在群落中充当灌木层的角色,群落中三峡库区的稀有濒危植物有24种;草本层以当地草本植物如冷水花(*Pilea notata*)、苎麻(*Boehmeria nivea*)、鳞毛蕨(*Dryopteris* sp.)、蹄盖蕨(*Athyrium* sp.)及禾本科植物为主。由于稀有濒危草本植物引种繁殖数量有限,暂时只试种了少量裸芸香(*Psilopogonum sinensis*)、荷叶铁线蕨(*Adiantum reniforme* var. *sinensis*)、星果草(*Asteropyrum peltatum*)、独花兰(*Changnienia amoena*)等。稀有濒危植物的优势种为金钱槭(*Dipteronia sinensis*)、珙桐(*Davidia involucrata*)、银鹊树(*Tapiscia sinensis*)和水青树(*Tetracentron sinensis*)。

2.2 逐步疏伐式异地保护群落苗木定植成活情况

已定植的草本稀有濒危植物均由于竞争不过当地杂草而死亡,不适宜少量定植在疏伐后的群落下层作草本。草本层植株要想定植成功,需群体定植,占据一定的生态位,并需要人工精心抚育。其他植株在群落中均生长良好。各稀有濒危植物定植成活情况见表1,根据表中数据统计,稀有濒危植物在群落中定植总的成活率为81.5%。如果不计草本植物,乔、灌木稀有濒危植物总的成活率为84.2%;各乔、灌木稀有濒危植物的成活率均在50%以上(含50%),其中有64.5%的乔、灌木稀有濒危植物成活率为100%。由于非优势种植物定植株数太少,有的仅1~2株,故这部分的成活率的统计缺乏统计学意义,仅作为已定植植物成活情况的反映。

对4种优势种稀有濒危植物,各选择定植生境和管理条件相同的植株15株,比较其定

植成活率，结果表明银鹊树成活率最高为 100%，金钱槭次之为 92.1%，水青树为 58.6%，珙桐最低为 53.3%。

为比较优势种植物在不同荫蔽条件下的成活率，分别在上层乔木盖度为 75%和 40%的小生境下选择珙桐、水青树和金钱槭各 10 株进行调查，结果表明：在 75%盖度条件下，它们的成活率分别为 50%、60%和 80%；在 40%盖度条件下，成活率分别为 80%、80%和 100%。这 3 种优势种在 40%盖度下的成活率均分别高于在 75%盖度下的成活率，说明 40%的盖度对于珙桐、水青树和金钱槭的定植成活均有利；在 75%盖度下，金钱槭成活率最高，表明金钱槭耐荫能力较强，而珙桐和水青树的成活率相对较低，过于荫蔽不利于这两种植物的成活。

表 1 逐步疏伐式异地保护群落中苗木定植成活情况

植物名称	原有数	成活率 (%)
香果树 <i>Emmenopterys henryi</i>	10	100
扩叶女贞 <i>Ligustrum expansu</i>	2	100
长柄双花木 <i>Disanthus cercidifolius var. longipes</i>	1	100
油杉 <i>Keteleeria fortunei</i>	2	100
领春木 <i>Euptelea pleiosperma</i>	11	81.8
金钱槭 <i>Dipteronia sinensis</i>	43	97.7
连香树 <i>Cercidiphyllum japonicum</i>	11	72.7
阔叶樟 <i>Cinnamomum platyphyllum</i>	2	50
珙桐 <i>Davidia involucrata</i>	58	74.1
银鹊树 <i>Tapiscia sinensis</i>	18	94.4
黄檗 <i>Phellodendron amurense</i>	4	100
天师栗 <i>Aesculus wilsonii</i>	9	88.9
长瓣短柱茶 <i>Camellia grijsii</i>	6	66.7
白辛树 <i>Pterostyrax psilopyllus</i>	12	91.7
裸芸香 <i>Psilopeganum sinensis</i>	3	0
巴东木莲 <i>Manglietia patungensis</i>	3	100
水青树 <i>Tetracentron sinensis</i>	29	58.6
闽楠 <i>Phoebe bournei</i>	2	100
山白树 <i>Sinowilsonia henryi</i>	4	100
星果草 <i>Asteropyrum peltatum</i>	2	0
舟山新木姜子 <i>Neolitsea sericea</i>	6	100
猬实 <i>Kolkwitzia amabilis</i>	2	100
红豆树 <i>Ormosia hosiei</i>	2	100
天目木姜子 <i>Litsea auriculata</i>	2	100
银杏 <i>Ginkgo biloba</i>	1	100
穗花杉 <i>Amentofaxus argotaenia</i>	4	100
厚朴 <i>Magnolia officinalis</i>	3	100

(续)

植物名称	原有数	成活率 (%)
云南红豆杉 <i>Taxus mairei</i>	2	100
马褂木 <i>Liriodendron chinense</i>	4	50
伯乐树 <i>Bretschneidera sinensis</i>	1	100
丽江铁杉 <i>Tsuga forrestii</i>	4	100
独花兰 <i>Changnienia amoena</i>	1	0
浙江楠 <i>Phoebe chekiangensis</i>	2	100
长果秤锤树 <i>Sinojackia doliocarpa</i>	2	100
荷叶铁线蕨 <i>Adiantum reniforme</i> var. <i>sinensis</i>	1	100
	4	0
合计	265	81.5

注：自 1996 年底定植苗木，2000 年底检查统计

3 讨论

(1) 由于受到引种的三峡库区稀有濒危植物种类和数量的限制以及在自然保护区中不宜大面积开辟林窗，故未能开展较严格的对比试验。逐步疏伐式的方法，可使稀有濒危植物在回归自然的初期就处于一种更接近自然群落的生境中。研究表明，群落上层盖度调整到 40% 左右有利于主要优势种的定植成活，且人工抚育的频度和强度不大；草本植物不宜少量定植在疏伐后的林窗下。但采用逐步疏伐式的方法需注意应根据不同植物的生态生物学特性为各物种选择合适的生态位，并在植株生长发育过程中及时的去枝或疏伐，以满足植株在不同发育阶段对光照等环境条件的要求。所建群落是否能达到理想的效果，尚需 10 年或更长时间的工作证实。一次性开大林窗的方法，对保护区的植被和环境破坏较大，林窗开辟后，当地杂草迅速侵入，且生长旺盛，如当地的一种主要杂草苎麻，在乔木层盖度为 50% 的生境中，高度不及 1m，而在大林窗下，高达 2.5m，每丛覆盖面积达 3 m×3 m，在这种环境下定植的稀有濒危植物需要更多的人工干预和精心管理，而这在野外和有限的经费条件下是不现实的。所以我们主要是采用逐步疏伐式的方法建造三峡库区的稀有濒危植物异地保护群落。

(2) 在自然保护区中建造异地保护群落，实际上是引入了大量的稀有濒危植物种，且目的之一是要达到主要优势种在此环境中能长期自行繁衍。如果这些引入的物种非当地自然生态系统中存在的物种，则需考虑这些外来种对当地自然生态系统及生物多样性的影响。国内外不少例子表明，盲目引入的外来种对某个生态系统以及生物多样性都会造成破坏 (Diamond, 1984; 世界资源研究所等, 1992; 季维智等, 1994)。因此，在自然保护区中建立异地保护群落，要考虑引入外来种可能发生的后果，必须持慎重的态度。

大部分稀有濒危植物濒危的主要原因是其繁殖、传播能力有限，以及对环境要求严格，这些种一般不是广泛适应的种，但如果把他们引入气候、生境相似的地点，是否会造成对当地生物多样性及生态系统的威胁，尚需慎重评估。异地保护群落中的大部分三峡库区稀有濒危植物物种在九宫山已引种成活十余年，许多已能开花结实，但尚未发现对当地自然生态系统及生物多样性带来威胁的情况。群落中的主要优势种之一金钱槭，其种子有一定

的传播能力,但从野外调查发现,该种幼苗丰富,但真正长成有繁殖能力的大树则不多。这些物种的引入最终是否会对保护区的生态系统等造成影响,需要进一步监测证实。

(3) 群落建造后如何监测与后管理(aftercare)是需要注意的。这方面的工作除了前面提及的引入物种对当地自然生态系统及生物多样性的影响外,还需监测当地生物对异地保护群落的影响;群落内物种多样性、生长量及种群格局的动态变化;研究人为干预方式、范围、频度等。监测应主要根据当地自然生态系统和引入物种两方面来制定内容。

对异地保护群落的抚育管理,特别应注意对管理人员的选择与培训。管理人员要求家住保护区或附近,比较稳定(不经常调动),具有一定文化和责任心。保护区中较稳定的当地护林人员是最佳人选,其次是附近的民工。对抚育管理人员的培训也很重要,在群落的初步建造管理过程中已发现管理人员因无知而践踏和砍伐已定植的稀有濒危植物的现象。所以需教会他们认识并熟悉所定植的稀有濒危植物的名称和定植地点,指导他们如何抚育及作适当的物候、生长状况记载等。群落建造初期(前10年)每年至少要在科研人员指导下抚育管理1至2次,平时则由当地管理人员管理。

(4) 作为一种种质保存的方法,建立异地保护群落可以达到长期有效保护一些稀有濒危植物种质及其遗传多样性的目的。特别对于一些生境即将或已经丧失的种类,选择相似生境建立异地保护群落可能是这些种类长期有效保护的一条最佳途径。一旦一个稳定的群落形成,则不需要象在迁地保护条件下那样花费大量的维护费用,所以从长远的观点来看,花费要少,且因稀有濒危植物处于适于其生长的自然群落中,对其保护的有效性将比在植物园迁地状态下的保护要好。

参考文献

- 季维智,朱建国. 1994. 保护生物学的基本原理、方法和研究内容. 见:中国科学院生物多样性委员会编. 生物多样性研究的原理与方法. 北京:中国科学技术出版社, 104~116
- 世界资源研究所(WRI)等. 1992. 中国科学院生物多样性委员会译. 1993. 全球生物多样性策略. 北京:中国标准出版社
- 许再富著. 1998. 稀有濒危植物迁地保护的原理与方法. 昆明:云南科技出版社
- 叶其刚等. 2000. 三峡库区稀有濒危植物异地保护群落的初步设计. 武汉植物学研究, 18(1): 34~42
- 叶其刚等. 2000. 植物迁地保护的群落构建. 植物引种驯化集刊, 13: 22~27
- Diamond, J. 1984. "Normal" extinction of isolated populations. In: Nitcki, M. H. ed. Extinction. Chicago: Chicago University Press, 191~246
- Maunder, M. 1992. Plant Reintroduction: an Overview. Biodiversity and Conservation, 1: 51~61
- Meredith, L. D., M. M. Rich and Son. 1990. Rare or threatened Australian plant species in cultivation in Australia. Australian National Parks and Wildlife Service, Report Series No 15, 114
- Howell, E. A. and W. R. Jordan. 1991. Tall grass prairie restoration in the North American Midwest. In Spillerberg, I. F., F. B. Goldsmith and M. G. Morris eds. The scientific management of temperate communities for conservation, Oxford: Blackwell
- Pottinger, A. J. 1993. The experience of foresters in re-establishment and habitat restoration. Botanic Gardens Conservation News, 2(2): 26~34

CONSTRUCTION OF COMMUNITIES FOR EX SITU CONSERVATION OF THE RARE AND ENDANGERED PLANTS IN THE THREE GORGE RESERVOIR AREA

Ye Qigang Chen Shusen Wang Shiyun

(Wuhan Institute of Botany, The Chinese Academy of Sciences Wuhan 430074)

Abstract A community which area was about 3000m² for ex situ conservation of the rare and endangered plants in the Three Gorge Reservoir Area was constructed in Jiugongshan Nature Reserve, Hubei. 24 species of the rare and endangered plants were planted in the community. The dominant species of the community were *Dipteronia sinensis*, *Davidia involucrata*, *Tapiscia sinensis* and *Tetracentron sinensis*, and their survival rates were 92.1%, 53.3%, 100% and 73.3%, respectively. The results of theoretical analysis and experiments were shown: The method of constructing community for ex situ conservation of the rare and endangered plants should take the successive-regeneration-cutting system and cutting a big layer gap to construct the community was not suitable. In the end, some problems of constructing community for ex situ conservation of the rare and endangered plants in the nature reserve were discussed, such as introduction of exotic plants and aftercare of the community etc. Once a stable community for ex situ conservation was constructed in the Nature Reserve, the rare and endangered plants will be more effectively conserved and the cost of conservation is less in the Nature Reserve than in a botanical garden from a long term's view.

Key words The Three Gorge Reservoir Area, Rare and endangered plants, Communities for ex situ conservation, Construction

滇东南蒜头果的保护现状和濒危原因^{*}

¹陆树刚 ²雷林斌 ²杨芹生 ²方强

(1 云南大学生态学与地植物学研究所, 云南大学环境科学系, 昆明 650091)

(2 云南省广南县林业技术推广站, 云南广南 663300)

摘要 蒜头果是中国特有的稀有树种, 现已列为国家二级保护植物。本文报道滇东南蒜头果的自然保护现状及其濒危原因。滇东南广南县是蒜头果的分布中心, 目前有蒜头果近4万株。蒜头果的主要濒危原因是: 种子大, 不易自然传播; 种子寿命短, 容易失去萌发力; 幼苗喜荫, 成活率低; 木材优良, 人为破坏严重等。文中还提出了把蒜头果作为经济林木种植等保护对策。

关键词 蒜头果 保护现状 濒危原因 滇东南

1 前言

蒜头果 (*Malania oleifera* Chun et Lee) 是中国特有的稀有物种, 现已列为国家二级保护植物。该物种仅自然分布于云南东南部的广南、富宁, 广西西部的大新、龙州、靖西、德保、乐业、凌云、田林、田东、田阳、百色、平果、隆林、凤山等县, 均为零星分布。

在蒜头果的自然分布区内, 云南东南部广南县的分布较为集中, 是该物种的分布中心 (即生态中心)。作者曾多次对广南县境内的蒜头果进行野外考察和栽培试验, 本文是该项研究的阶段性成果之一。

在分类上, 蒜头果是近期才被科学家发现的新分类群。最早记载蒜头果的文献是1972年由云南人民出版社出版的《云南经济植物》一书, 该书由当时的云南省植物研究所编著。在《云南经济植物》一书中记载: “蒜头果, 别名山桐果 (广南),” 其拉丁学名为 *Melanhonia oleifera* (Chun et Lee) Chun, 分类位置放在茶茱萸科 (Icacinaeae) 之下, 该拉丁学名因其基原异名是裸名而无效。蒜头果这一名称第二次出现在文献资料上是1973年, 由中国科学院植物研究所植物化学研究室油脂组编的《中国油脂植物手册》一书, 该书由科学出版社出版, 在该书中记载蒜头果, 别名山桐果、猴子果、野桐、马兰后, 其拉丁学名为 *Syndiclis oleifera* Chun et Lee, Ined (未发表), 分类位置放在樟科 (Lauraceae) 之下, 该拉丁学名因未发表而为裸名。至1980年, 蒜头果这一物种才被广西植物研究所的李树刚教授以“油料植物一新属—蒜头果属”的论文正式发表, 经李树刚教授的研究, 蒜头果这一物种既不是樟科的成员, 也不是茶茱萸科的成员, 而是铁青树科 (Olacaceae) 的成员, 它是铁青树科的一个新属和新种, 其拉丁学名为 *Malania oleifera* Chun et Lee, 发表在《东北林学院植物研究室汇刊》第1卷第6期第67~72页上。至此, 蒜头果才有合法的拉丁学名。

^{*}云南省教委基金资助项目

2 保护现状

蒜头果是中国特有种。在中国，该物种仅自然分布于云南东南部和广西西部。在云南东南部，该物种又仅自然分布于广南和富宁。广南县是该物种的分布集中心，尽管已遭到不同程度的人为干扰和破坏，但目前在广南县仍有 6 个乡镇，20 个村公所（办事处），75 个自然村有蒜头果分布，有上百个种群，总株数达 38 706 株。

表 1 广南县蒜头果的地理分布

乡镇名称	村公所（办事处）名称	自然村数	株数	平均树龄（年）
莲城	端风	4	1 380	56
	莲花	4	1 413	68
	董堡	7	4 63	14
	老路	7	3 27	13
董堡	董仕基	5	162	15
	董弄	10	1 232	16
	老井	3	100	14
	牡路	7	479	20
旧莫	底基	6	13 600	42
	威龙	1	10 000	50
	板茂	1	4 000	35
	西洛	1	300	30
南屏	板榔	3	2 200	30
	安王	5	1 530	21
	老街	1	60	20
	马街	2	1 010	15
黑支果	阿章	1	35	20
	牡宜	2	55	25
曙光	牛泥塘	3	275	23
	田房	1	85	30

3 濒危原因

在自然条件下，蒜头果春天花满枝头，秋天硕果累累，最大植株年产量达几百公斤。在人工育苗条件下，蒜头果的种子萌发率和幼苗成活率均在 85%以上。由此看来，蒜头果的濒危原因似乎不是遗传机制上的问题，而是其他的原因。根据本文作者野外考察的发现，造成蒜头果濒危的主要原因有以下几个方面。

3.1 种子大，不易自然传播

蒜头果的自然分布区狭窄，仅分布于云南东南部和广西西部。在自然分布区内也均为零星分布。造成蒜头果自然分布区狭窄的主要原因之一是种子大，不易自然传播。蒜头果的果实是核果，每个果实含一颗种子，每颗鲜重约 30~40g，风力不能传播。蒜头果的中果皮肉质，有臭味，动物不食用；蒜头果的种子为核果，外种皮坚硬，动物不能食用；又

因种子大而动物不易搬运,故蒜头果的种子依靠动物传播的可能性也很小。

3.2 种子寿命短,容易失去萌发力

蒜头果的鲜果成熟落地后,如遇不到潮湿的环境,肉质的果皮被晒干,则种子失去萌发力。如人工将肉质的果皮剥去,把种子晒干后再播种,则种子也失去萌发力。因此,在进行人工育苗时,将蒜头果的肉质果皮剥去后,立即用湿沙保存,种子才具有萌发力,或将成熟的鲜果直接点播在潮湿的土壤里,种子也具有萌发力。

因蒜头果的种子寿命短,容易失去萌发力,所以,在自然更新的条件下,从第一年秋天到翌年春天,在众多的落地种子中,能保持有萌发力的种子已寥寥无几,甚至完全失去萌发力。能使蒜头果的种子保持有萌发力的自然条件是森林不被破坏,林下有较厚的枯枝落叶层等。

3.3 幼苗喜荫,成活率低

虽然蒜头果是阳性树种,但其幼苗却不耐强光。1~3 年龄的蒜头果幼苗,在比较荫湿的环境里才能存活,如暴晒于强光之下,则幼苗会全部夭折。

在自然条件下,如果蒜头果的生存环境已被人类干扰和破坏,则蒜头果幼苗喜荫的条件难以满足。1~3 年龄的蒜头果幼苗如喜荫的条件得不到满足,则难以存活。

3.4 木材优良,人为破坏严重

蒜头果是乔木树种,树干挺直,木材优良,是上好的家具及室内装饰用材。但由于长期得不到合理的开发利用,结果导致大树被毁、小树得不到保育。

4 保护对策

蒜头果是国家二级保护的稀有物种,同时又是油、材两用的重要经济林木。蒜头果的种仁含油率达 60% 以上,蒜头果油除了作为传统的食用油以外,还是重要的医药、食品、化工等原料。蒜头果的原产地滇东南地区是中国石灰岩集中分布的地区之一,蒜头果是石灰岩地区的优良绿化树种。此外,蒜头果树形美观,终年常绿,是有待开发利用的园林树种之一。有鉴于此,对蒜头果这一稀有物种应采取以下保护对策。

4.1 作为经济林木种植

蒜头果是重要的油料植物,结合生物资源开发与云南的绿色经济强省政策,在滇东南地区,宜把蒜头果与油茶 (*Camellia oleifera*)、油桐 (*Aleurites fordii*) 等并列作为经济林木种植。

4.2 作为石灰岩地区绿化树种种植

蒜头果是石灰岩地区的优良树种,结合西部开发、再造秀美山川工程,在滇东南的石灰岩地区选择蒜头果作为绿化树种种植。

4.3 作为城镇绿化树种种植

蒜头果终年常绿,树形美观,在滇东南的城镇绿化树种中,应以蒜头果等本地优良树种为主要的城镇绿化树种。

4.4 作为行道树绿化树种种植

蒜头果主干粗壮,侧枝平展,圆锥树形,是理想的行道树种。滇东南有众多的公路干线,但其行道树树种多以桉树 (*Eucalyptus* spp.) 为主,建议将桉蒜头果作为行道树绿化树种种植。

5 结论

(1) 滇东南广南县是蒜头果的分布中心。尽管近年来已遭到不同程度的人为干扰和破坏,但在广南县目前仍有蒜头果近4万株。

(2) 蒜头果的主要濒危原因是种子大,不易自然传播;种子寿命短,容易失去萌发力;幼苗喜荫,成活率低;木材优良,人为破坏严重等。

(3) 对蒜头果这一稀有物种应采取作为经济林木种植、作为石灰岩地区绿化树种种植、作为城镇绿化树种种植和作为行道树绿化树种种植等保护对策。

参考文献

- 云南省植物研究所编著. 1972. 云南经济植物. 昆明: 云南人民出版社
中国科学院植物研究所植物化学研究室油脂组编. 1973. 中国油脂植物手册. 北京: 科学出版社
刘钊权. 1981. 蒜头果的生长和利用. 云南林学院学报, 1: 61~68
陆树刚. 1981. 蒜头果的民间利用. 植物杂志, 98~1: 12~13
钟济新主编. 1982. 广西石灰岩石山植物图谱. 南宁: 广西人民出版社
傅立国主编. 1992. 中国植物红皮书—稀有濒危植物. 北京: 科学出版社

THE CURRENT STATUS AND THE CAUSE OF THE ENDANGEMENT OF *MALANIA OLEIFERA* CHUN ET LEE IN SE. YUNNAN

Lu Shugang

(Institute of Ecology and Geobotany, Yunnan university, Kunming 650091)

(Department of Environmental Science, Yunnan university, Kunming 650091)

(Forest Technical Advice Station of Guangnan County, 663300)

Abstract *Malania oleifera* Chun et Lee (Olacaceae) is a rare tree species which is endemic to China, *Malania oleifera* is classified as a second-grade state protected plant. Its current status and its cause of the endangerment are reported in this paper. There are nearly 40000 individuals of *Malania oleifera* Chun et Lee in Guangnan county which is the most abundant center of this rare tree. The causes of the endangerment of this rare tree are as the followings: (1) Its seed is not easy to spread by natural conditions because of weight (30~40g / each seed); (2) The life-span of its seed is short, so its seed is easy to lose germination; (3) Its seedling is adapt to shade, so the survival rate of its seedling is lower in the natural conditions; (4) The species is destroyed for its fine-quality timber. In order to protect this rare tree species, a proposal that *Malania oleifera* Chun et Lee is taken as economic forest species is put forward in this paper.

Key words *Malania oleifera* Chun et Lee, Current status, Cause of the endangerment, Southeast of Yunnan

云南部分珍稀濒危植物的迁地保护

¹ 欧阳志勤 ² 夏峰 ³ 龙春林 ¹ 李革 ¹ 李庆华

(1 云南省珍稀濒危植物引种繁育中心, 昆明 650032)

(2 云南省环境科学研究所, 昆明 650034)

(3 中国科学院昆明植物研究所, 昆明 650204)

摘要 本文是对云南省珍稀濒危植物引种繁育中心珍稀濒危植物迁地保护基地 11 年来开展迁地保护试验与研究工作的总结。该基地现已经保存国家重点保护野生植物及云南珍贵树种 120 多种, 木兰科植物近 70 种, 现已有部分种类在迁地保护基地内完成了从种子到种子的生命周期, 但部分种类仍有一个适应的过程, 本文对这些不同的试验结果进行了简明扼要的分析。在总结以往工作的基础上, 作者对今后在该基地进行迁地保护、引种试验和研究工作提出了建议。

关键词 珍稀濒危植物 迁地保护 云南 昆明基地

迁地保护是种质资源保护和保存的重要形式之一, 对于那些失去了生存繁育条件、在自然环境中无法保存的物种, 对其进行迁地保护可能是惟一的途径(许再富, 1996, 1999)。云南是中国植物种类最多的省份, 虽然国土面积仅为全国的 4%, 但拥有维管植物约 15 000 种, 占全国总数的 50%左右(郭辉军等, 1998)。除了种类繁多、起源古老、特有成分多等特点外, 云南的植物还以其珍稀濒危种类极其丰富而著称。在 1984 年国家第一批公布的 389 种(分类群)重点保护植物中, 云南就分布有 154 种(分类群), 占全国总数的 39.59%(宋朝枢等, 1989; 武全安等, 1993); 在 1999 年由国家林业局和农业部公布的国家重点保护植物名录中, 分布在云南的达 117 种(国家林业局等, 1999)。但是, 由于人类活动加剧, 生物的自然生境受到极大干扰和破坏, 许多珍稀濒危植物的生存环境受到严重威胁, 这就使得本来就十分稀少的珍稀植物更加雪上加霜。因此, 对云南的珍稀濒危植物进行迁地保护, 对其濒危机制进行研究, 并探讨维持或扩大野生种群数量的途径, 正成为自然保护和植物学工作者共同的紧迫任务。

本研究的迁地保护试验均在云南省珍稀濒危植物引种繁育中心珍稀濒危植物迁地保护基地(以下简称“昆明基地”)完成, 该基地始建于 1989 年底, 面积为 5hm²。经过 10 多年的引种、栽培、繁育试验和研究, 现已保存第一批和第二批国家重点保护野生植物及云南珍贵树种 120 多种, 以及木兰科植物特别是近年来发现的一些云南木兰科植物新种近 70 种, 如长喙木莲(*Manglietia rostrata*)、高大白兰(*Michelia giganta*)、咕山含笑(*Michelia guolianensis*)等。现在, 已有一些种类在昆明基地内完成了从种子到种子的生命周期, 从而将这些珍稀濒危植物成功地保存在昆明基地。

本文在 11 年引种试验、迁地保护和研究的基础上, 对原产于滇东南石灰岩地区、滇西北高寒山区、滇中地区以及滇南热带地区有代表性的珍稀濒危植物, 在引种到昆明基地后

的适应性进行了总结,对一些试验结果进行了分析,并对今后昆明基地的迁地保护和研究工作提出了一些建议。

1 昆明迁地保护基地的自然环境及采取的对策

本研究所进行的珍稀濒危植物迁地保护的地点位于昆明市西北郊的花红洞,即云南省珍稀濒危植物引种繁育中心昆明基地内,远离多数珍稀濒危植物的自然分布区。昆明基地位于北纬 $25^{\circ} 01' N$ 和东经 $102^{\circ} 41' E$, 海拔 $2\,112\sim 2\,147\text{m}$, 属亚热带季风高原气候,四季不分明,但存在雨季和旱季,年平均气温 13.93°C , 极端最高温 28.16°C , 极端最低温 -10°C , 最冷月为1月,月平均气温 7.26°C , 年平均降水量 $1\,155\text{mm}$, 其中80%以上的降水集中在5~10月份,年蒸发量 $1\,453\text{mm}$, 天气多云,光照短,年平均日照时数 $2\,015\text{h}$, 年平均相对湿度为77.58%。土壤根据土壤剖面调查的情况看,引种区内均为沉积岩风化后形成的土壤,以公路附近的冲沟为界,分为湖相沉积和海相沉积,但以湖相沉积为主,占整个面积的95%,其土壤为砂岩发育成的红壤,厚度从大于2m到小于0.1m不等。海相沉积占整个引种区域面积的5%,土壤为石灰岩发育成的红壤。在接近坡底部两侧和冲沟中,由于接纳了东西两面的冲积物,有大量表面沃土堆积,土壤肥力情况较好,土层深厚,大于1.2m,呈微酸性,水分条件也较好。在东北部,由于人为影响,也积聚了大量表层沃土,土层厚度大于1.2m。两部分面积约占整个引种区域面积的70%。在东南部中,位于坡中部的区域,由于该红壤抗蚀性较差,加之人为影响较大,侵蚀比较严重,此区域土层厚度在0.1~1.2m,此区域面积约占整个引种面积的24%。其间含有小块风化母岩裸露区域,其面积约占整个引种区域的1%;还有石灰岩发育的红壤,其土层深厚,局部较薄,呈微碱性至中性,此区域内柏树生长良好。

该基地的原生植被为云南松林,主要伴生植物有云南含笑 (*Michelia yunnanensis*)、白茅 (*Imperata cylindrica* var. *major*)、菜蕨 (*Pteridium aquilinum* var. *latiusculum*)、矮杨梅 (*Myrica nana*)、米饭花 (*Vaccinium sprengelii*) 等。

昆明基地的特点是温度低,冬春干旱严重,土壤贫瘠,植被差。冬季曾出现绝对最低温 -10°C , 使引种的95%以上树种受到不同程度的冻害。冬春干旱表现为降雨量少,12月至翌年4月份降水量为 92.46mm , 这些是严重限制珍稀濒危植物引种和生存的因素。所以,在引种栽培过程中,针对这些特点,我们积极采取人工措施给予调节。具体措施为改善迁地保护区环境条件,即进行生境改造,使大多数引种的珍稀濒危植物逐步适应而生存下来。我们定植了万余株绿化观赏植物,如多种木兰科植物、云南红山茶 (*Camellia reticulata*)、梅花 (*Prunus mume*)、雪松 (*Cedrus deodara*)、樟树 (*Cinnamomum camphora*)、黄杨 (*Buxus microphylla*)、桂花 (*Osmanthus fragrans*)、峨边冬青 (*Ilex chieniana*)、竹类(孝顺竹 *Bambusa multiplex*, 人面竹 *Phyllostachys aurea*, 金竹 *Phyllostachys nigra*, 云南实心竹 *Fargesia yunnanensis*)、苹果 (*Malus pumila*) 等,对调节迁地生境气候条件起到了一定的积极作用;用腐殖土、红壤、垃圾土、有机肥、牛角末等混合作为对定植穴填充土,每年定期施农家肥或化肥(尿素、复合肥);建造了玻璃温室,主要用于从热区引入的珍稀濒危植物的过渡性保护及进行一些栽培和繁殖实验。

值得一提的是,1999年12月,昆明地区温度急剧下降,昆明基地早晨室内温度仅 -6°C , 夜间气温下降到 -10°C , 已超过昆明极端最低温 -5.4°C , 且低温持续6天。这次低温

检验了迁地保护植物的抗寒能力,虽然一些种类在此次低温中严重受冻,极少数种类甚至死亡,但大部分种类被保存下来。

2 迁地保护结果

根据珍稀濒危植物的自然分布区(滇东南、滇西北、滇中、滇南和广布种),我们选择了一些引种到昆明基地内的代表性种类,分别论述其适应性和生长发育情况。

2.1 原产滇东南地区的种类

云南金钱槭(*Dipteronia dyerana* Henry)产于云南东南部文山县老君山和蒙自县鸣鹭区,海拔1 800~2 400m。本种分布区属南亚热带气候,干湿季分明,冬季短而不冷,冬春季有雾。年平均气温11~15℃,年降水量1 000~1 200mm,相对湿度约75%。土壤是花岗岩风化的赤红壤,pH值5~6。1992年从文山老君山引种到昆明基地育苗,1995年雨季露地栽培54棵,1997年开始结果。1998至2000年3年均采种育苗,现有小苗木100多盆。苗床内还有1999年和2000年播的种子正在发芽出苗。同时,在种植区林下,还萌生出了小苗,现平均株高13cm,地茎0.1cm。云南金钱槭已在昆明基地内完成了从种子到种子的生命周期,迁地保护获得成功。

馨香木兰(*Magnolia odoratissima* Law et Zhou)特产云南东南部的石灰岩常绿阔叶林下和林缘。原产地属南亚热带气候,年平均气温13~17℃,极端最低温-4℃,极端最高气温32℃;年降水量100~1 500mm,干湿季节分明,干季多浓雾,相对湿度80%~85%。土壤是石灰岩风化的赤红壤或红色石灰土,呈酸性,pH值4.5~5.5。1996年从云南省林业科学院引种1989年育种的苗木,雨季露地栽培。现统计平均高1.84m,胸径1.38cm,冠幅0.83m,18棵。从1997年起每年都开花,但不见结实。生长较慢,可能是由于温度低,未能适应基地的环境条件。

任木(*Zenia insignis* Chun)主要产于广西、湖南、广东、云南东南部,分布区海拔高度为120~800m,年平均气温17~23℃,极端低气温-4.9℃,年降水量约1 500mm。土壤为棕色石灰(岩)土,pH值6.0~7.5。1991年从昆明植物所引入昆明基地玻璃温室内栽培。1996年雨季露地栽培,生长迅速,1997年高6m,1998年高达10m。每年冬季都受冻,特别是1999年和2000年低温,使许多枝条冻死。统计时只有7棵地苗平均高4.89m。另外,因考虑到原产地与昆明基地自然条件的差异,1996年露地栽培时,保留了2棵盆苗于玻璃温室,现高1.81m。此种属于适生种类。

2.2 原产滇西北地区的种类

云南红豆杉(*Taxus yunnanensis* Cheng et L. K. Fu)在云南主要分布于滇西、滇西北的丽江、中甸、怒江、保山、大理等地区,海拔高度在1 647~3 300m,年平均气温5.4℃~14.8℃,绝对低温-4.2℃~-25.4℃,年降水量619.9~1 463mm,年平均相对湿度63%~79%,年日照1 994~2 503h。土壤为山地红壤、棕壤、石灰岩石砾土。1990年从云南省林业科学院引种1981年播种的实生苗木露地栽培。1995年开始结果,但种子太少,采播于盆中未见出苗。1996年开始采收种子湿沙藏,1997年春播,现苗木平均高43.2cm,地茎0.65cm,共有46盒。同时,1996年雨季又露地栽培两棵与1990年引入苗木同批的盆苗于昆明基地云南红豆杉区,其中有一棵在1997年至1999年连续3年结果,特别是1998年和1999年满树都结满了红红的果子。统计1997年采种育苗100盒,1998年采种育苗小苗有

2 000 多棵, 1999 年采种育苗有 1 000 多棵; 现地栽大苗 22 棵, 平均高 3.42m, 胸径 7.4cm, 冠幅 3.32m。栽培过程中, 无论小苗木、大苗木, 冻害影响不大, 也未发生病虫害。属于迁地保护较成功的种类。

桃儿七 (*Sinopodophyllum emodii* Ying) 分布于中国西部及其邻近的高寒地区, 分布区的海拔为 2 400~3 600m。1992 年从中甸引种到昆明基地栽培, 中甸海拔为 3 500m, 属青藏高原高寒气候区的东坡边缘, 气候寒冷而湿润, 夏季低温而多雨, 冬季寒冷而多雪。年平均气温只有 5.4℃, 极端最低温为 -25.4℃, 年降水量为 624.8mm, 年平均湿度为 70%。土壤为棕毡土。在昆明基地, 桃儿七的物候期比原产地提前了约 2 个月。露地栽于盆中的植株几乎每年都开花, 辅以人工授粉, 得到了有萌发力的种子, 出苗率达 90% 以上, 3 年生实生苗进入开花期, 表明桃儿七已在昆明基地迁地保护成功。

云南枫杨 (*Pterocarya delavayi* Fr.) 分布于云南西部的贡山、维西、德钦、丽江、漾濞、鹤庆和四川、湖南西部等地, 生长在海拔 1 400~2 300m 的河谷及山坡阔叶林中。1992 年从丽江采种到昆明基地育苗, 1996 年雨季露地栽培于冲沟旁平地 and 半坡上土壤肥沃处。2000 年 6 月用腐殖土、椰子壳混合土、腐殖土加 ABT 生根粉、椰子壳混合土加 ABT 生根粉, 采用 1~2 年生枝条进行高枝压条对比试验, 结果生根率为 80%, 栽于盆中成活率为 100%。现统计地栽 45 棵, 平均高 1.6m, 胸径 1.5cm, 冠幅 75cm; 盆栽 322 棵, 平均高 1.5m, 胸径 1.2cm, 冠幅 45cm。无论是地苗、盆苗长势树形都较好, 属于较适生的种类。

2.3 原产滇中地区的种类

云南紫荆 (*Cercis yunnanensis* Hu et Cheng) 于 1990 年从昆明市园林所引入昆明基地露地栽培和盆栽。1995 年露地栽培的苗木开始开花结果, 盆栽的云南紫荆几乎不见长。1997 年雨季把盆苗下地, 到 2000 年才开花结果。现栽培数量 60 棵, 平均高 6.77m, 胸径 8.73cm, 冠幅 4.87m。1999 年采种 50g 育苗, 种子出苗率达 95%, 移栽成活率达 95%。现有小苗 313 盆, 平均高 40.8cm, 地茎 0.42cm, 至此完成了从种子到种子的生命周期, 迁地保护获得成功。

云南梧桐 (*Firmaiana major* Hand. -Mazz.) 产于云南中部到西部, 目前仅在昆明市、大理市、安宁市、凤庆县等有栽培。本种产区干湿季分明, 年平均气温 13~15℃, 极端最低气温 -5℃, 年降水量 1200mm, 相对湿度约 70%。土壤为红壤, pH 值 5.0~6.0。1990 年和 1994 年从昆明市园林所引种 3~10m 高的云南梧桐露地栽培。1992 年从大理采种育苗, 其中一些苗木于 1994 年露地栽培, 现树高 4m, 胸径 5cm, 冠幅 1.5m; 另一些苗木盆栽, 现树高 2.5m, 胸径 2.3cm。测量盆苗时发现分枝高度普遍在 2.5~3m 左右才分枝形成伞状树冠。栽培过程未见开花, 也未发生病虫害, 枝叶繁茂, 夏日浓荫遮地, 属于较适生的种类。

栌菊木 (*Nouelia insignis* Franch.) 是菊科中稀有的残遗木本植物, 特产于云南和四川的干热河谷地带, 适生于向阳、干旱的环境, 常生长在岩石缝隙和悬崖峭壁处。1992 年从丽江大具引种到昆明基地玻璃温室中栽培。1999 年开始开花, 但无饱满的种子。栌菊木一直盆栽在玻璃温室里, 长势不好。

2.4 原产云南南部地区的种类

望天树 (*Parashorea chinensis* Wang Hsie) 特产云南南部和东南部及广西的部分热带地区 (朱华等, 1992)。原产地属热带季风气候, 全年无霜, 温暖、湿润, 年均温 20.6~22.5℃,

极端最低气温为 2℃。干湿季交替明显,干季多雾,大气湿度弥补了干季水分的不足(朱华,1992)。1995 年从西双版纳植物园引种到昆明基地玻璃温室栽培,因生长不适而死亡。

董棕(*Caryota urens* L.)主要产于云南南部个旧市、勐腊县、金平、河口、东南部马关、麻栗坡等县,海拔 200~1 500m 石灰岩山地的林中。本种分布区的环境条件与望天树相同。1990 年引种 1 棵约 4m 高大苗木和 2 棵 1m 的小苗木露地栽培于昆明基地,1990~1994 年,每年冬季叶子枯死,春季发出新叶,到 1995 年就结束了生命。现只有 2 棵盆苗,平均高 2.13m,保存在玻璃温室中。属于不适生的种类。

鹿角蕨(*Platycerium wallichii* Hook.)产于云南西南部盈江县,海拔 210~950m 处。本种分布区是热带季风气候,炎热多雨。年平均气温 22.6℃,年降水量约 2 000mm,相对湿度不低于 80%。1990 年引植株到昆明基地玻璃温室中栽培,但因生长不适而死亡。

2.5 广布种

伞花木(*Eurycorymbus cavaleriei* Kerd. et Hand. -Mazz.)分布范围非常广,湖北、湖南、江西、福建、台湾、广东、广西、云南东南部和西北部、贵州等地,海拔 150~1600m 的沟谷溪旁。本种主要分布在中亚热带常绿阔叶林区,气候温暖湿润,年均气温 16~21℃,年降水量 1 000~2 000mm,个别地区可达 2 700mm。土壤主要是红壤或黄壤。1991 年从昆明植物所引种到昆明基地露地栽培。1996 年开始结果,采种后阴干,常温下保存。1997 年采种后阴干,也常温下保存。1998 年春季分别把两年的种子播种育苗,结果发现 1996 年的种子除出苗时间比 1997 年晚 7 天外,发芽率、长势都差不多。1998 年和 1999 年冻害严重,未采到种子。现存活小苗木 40 盆,地栽苗木 25 棵。2000 年采种 240g,已播种。至此,完成了从种子到种子的生命周期,迁地保护获得成功。

杜仲(*Eucommia ulmoides* Oliv.)原产长江中游各省,其中贵州、四川、湖南、湖北等省生长较多;云南省主要分布在昭通、丽江、曲靖等地。原分布区气候条件变化较大,一般是年平均气温 13~17℃,年降水量 700~1 400mm,年平均相对湿度 60%~80%。在碱性土生长良好,酸性土也有生长。1990 年从昆明市园林科研所引种 4m 高的植株露地栽培于昆明基地,1995 年开始结果。现统计采种育苗 190 盆,树形和长势都很好,已完成了从种子到种子的生命周期,迁地保护获得成功。

秃杉(*Taiwania flousiana* Gaussen)分布于云南西部、湖北西部、贵州东南部,缅甸北部也有少量分布,生于海拔 500~2 300(2 600)m 的山地沟谷林中(李恒,1993)。属亚热带季风湿润区,所在地年平均温 11.2~15.4℃,年降水量 1 050~1 500mm,在云南高海拔地区冬季可耐 -10℃ 的低温。土壤为酸性红壤或黄壤。1990 年引种云南省林业科学院 1980 年播种的秃杉实生苗木到昆明基地露地栽培。秃杉在昆明基地栽培过程中,除了每年冬季叶子尖部有些冻害外,均长势很好。现统计地栽 35 棵,平均高度 6.09m,胸径 9.55m,冠幅 2.96m。虽然尚未形成孢子叶球、产生种子,但引种到昆明基地的秃杉生长良好,未发生过病虫害。属于昆明基地比较适生种类,现已形成秃杉林。

3 讨论

3.1 选择和创造适宜的生境是迁地保护珍稀濒危植物成功的关键

云南省珍稀濒危植物引种繁育中心昆明基地位于昆明西北郊的花红洞,属于典型的喀斯特地貌地形,土壤比较贫瘠,植被类型少,根本就不利于珍稀濒危植物的栽培。从建基

地起,特别是1992年和1993年,植物园区进行生境和土壤改造。在种植过程中,发现现在种植云南金钱槭处,经常积水,致使种植的绿化树种不断死亡,1995年改种云南金钱槭而获得成功。

昆明基地山顶靠近一废弃的锅炉房,因大量煤渣堆积形成了一座小山丘。1996年雨季在煤渣山丘上用腐殖土、红壤、有机肥作为穴填充土,栽培一些珍稀濒危植物和木兰科植物,都生长良好,有的已开花结果,形成一片小森林。

3.2 迁地保护的有效种群大小

有专家认为,一个植物园保护植物种群大小,乔木种类为10~20株,灌木为40~50株,而草本为100~200株(许再富,1996)。我们在昆明基地开展的迁地保护试验,基本上是按照这样的有效种群数量来进行的。

从昆明基地开展迁地保护的几个例子来看,云南金钱槭小乔木,54棵;云南红豆杉乔木,22棵;伞花木小乔木,25棵;杜仲乔木,41棵;云南紫荆小乔木,60棵;桃儿七草本,100余株,根据上述原理,可以说这些种类已在昆明基地达到有效保存。

3.3 迁地保护的质量和数量

植物园进行活植物迁地保护(*ex situ conservation*)主要是露地栽培。从昆明基地这些年迁地保护工作经验来说,若只追求数量不顾质量,保存的物种栽培在盆里,以1盆或几盆来论收集数量的优势,是不可取的。从昆明基地迁地栽培结果可以看出,同一物种栽培在盆里和栽培在地里,生长周期是不一样的,如任木、云南紫荆、云南梧桐等。有些种类,如董棕、龙血树、桫欏等,虽然存活,但生长不好,不能正常开花结果,不仅增加了管护费用,效果也不理想。当然,某些具有特殊或重要意义的种类,例如十分有利于科普宣传教育的特殊珍稀濒危植物,可采取人工措施,如自动化温室,进行迁地栽培。

3.4 昆明基地的迁地保护和研究方向

3.4.1 地区云南中部、东南部、西北部种类及广布种对昆明基地的栽培环境条件有较强的适应性,因此,可以扩大种群的保护。

3.4.2 开展专题研究过去10多年只是一个初步基础,建议深入研究的专题有:

- (1) 昆明基地里有一些种类虽然开花正常,但不结实,应研究其原因。
- (2) 濒危原因的研究,着重生殖生物学和繁殖生物学方面探索。
- (3) 保护方法的研究。根据种群的遗传学背景、生态学和生物学特性分析,模拟自然生境,建立一定的种群结构。
- (4) 回归大自然的研究。根据昆明基地迁地保护的结果,已有部分种类可以进行种群重建。
- (5) 建立一个迁地保护的信息网络系统。开展国内、国际间物种交换和合作关系。
- (6) 开发利用的研究。昆明基地已保存一些云南木兰科植物,并掌握了它们的繁育技术及栽培技术,可适度进行开发利用,如繁殖苗木应用于园林绿化,从而更有效地保存这些植物。

致谢:本项目得到国家环境保护总局、云南省环境保护局、云南省科技厅、云南省环境保护科技发展基金和中国科学院(KZ951-A1-104)的支持。在引种试验和研究过程中,得到云南省林业科学院张茂钦研究员、昆明市园林科学研究所刘克胜高级工程师、中国科学院昆明植物研究所龚洵副研究员的指导和帮助,以及云南省珍稀濒危植物引种繁育中心及所

属昆明基地的同事参加部分工作, 进行日常管理和维持。我们在此谨表谢忱。

参考文献

- 郭辉军, 龙春林. 1998. 云南的生物多样性. 昆明: 云南科技出版社
- 国家林业局, 农业部. 1999. 国家重点保护野生植物名录 (第一批). 北京: 国家林业局
- 李恒. 1993. 独龙江地区植物. 昆明: 云南科技出版社
- 宋朝枢, 徐荣章, 张清华. 1989. 中国珍稀濒危保护植物. 北京: 中国林业出版社
- 武全安, 张启泰, 龚洵, 鲁元学. 1993. 云南珍稀濒危植物种质资源保存研究. 见: 吴征镒 (主编). 云南生物多样性学术讨论会论文集. 昆明: 云南科技出版社
- 许再富. 1996. 热带植物资源持续发展的理论与实践. 北京: 科学出版社
- 许再富. 1999. 稀有濒危植物迁地保护的原理与方法. 昆明: 云南科技出版社
- 朱华, 王洪. 1992. 西双版纳龙脑香科植物纪要. 云南植物研究, 14 (1): 21~26
- 朱华. 1992. 不同地区望天树种群形态特征的比较. 广西植物, 12 (3): 269~271

Ex Situ Conservation of Some Rare and Endangered Plants Occurred in Yunnan

Ouyang Zhiqin¹, Xia Feng², Long Chunlin³, Li Ge¹, Li Qinhu¹
(¹ Yunnan Introduction & Propagation Center for Rare & Endangered Plants,
Kunming 650032)

(² Yunnan Institute of Environmental Sciences, Kunming 650034)

(³ Kunming Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Kunming 650204)

Abstract The introduction experiments and studies of *ex situ* conservation on rare and endangered plants preserved in the Kunming Collection Base of Yunnan Introduction and Propagation Center for Rare and Endangered Plants in the past 10 years have been summarized in this paper. Over 120 species of rare and endangered plants listed in the Chinese Red Book, and some precious trees have been introduced and conserved in the Kunming Collection Base, of which about 70 species are the members of Magnoliaceae. Some species have produced the second generations, but some still need certain time for adaptation of ecological environment in the Kunming Collection Base. The results from experiments are briefly analyzed in this paper. The authors proposed suggestions for future activities including *ex situ* conservation, introduction experiments and scientific studies based on the experience accumulated in the previous work.

Key Words Rare and endangered plants, *ex situ* conservation, Yunnan, Kunming collection base

白鱀豚及长江江豚种群现状和保护研究进展*

王 丁 张先锋 魏 卓 王克雄 赵庆中 陈道权 刘仁俊

(中国科学院水生生物研究所, 武汉 430072)

摘要 白鱀豚 (*Lipotes vexillifer*) 和长江江豚 (*Neophocaena phocaenoides asiaeorientalis*) 是仅生存于长江中下游的我国特有的两种珍稀水生哺乳动物。白鱀豚种群数量已不到 100 头, 濒临灭绝的边缘。而长江江豚种群数量也在急速下降, 目前可能已不到 2 000 头, 亦被列入 IUCN 红皮书濒危动物目录中。本文综述了近几年来这两种动物的研究和保护所取得的部分进展, 并对今后的保护工作提出了初步设想。

关键词 白鱀豚 长江江豚 种群现状 保护

白鱀豚 (*Lipotes vexillifer*) 是世界上 5 种淡水豚之一, 仅分布于我国长江中下游干流中, 属我国一级保护动物。目前种群数量已不足 100 头, 不仅是我国最为濒危的动物物种之一, 也是世界上最为濒危的鲸类动物(陈佩薰等, 1997; Jefferson, 1994)。2000 年 IUCN 濒危物种红皮书将白鱀豚列为濒危等级最高的“极危 (CRA1bc, C2b, D)”级 (IUCN, 2000)。长江江豚 (*Neophocaena phocaenoides asiaeorientalis*) 是江豚这一物种中独特和惟一的淡水亚种(高安利等, 1995), 也仅生存于长江中下游及少数大型支流和湖泊中, 在物种保护上具有特别重要的意义, 种群数量亦在不断下降之中, 目前其数量可能已不足 2 000 头(张先锋等, 1993; 张先锋等, 1999; Liu 和 Wang, 1996; Liu 等, 1997; Wang 等, 2000); 与白鱀豚相似, 在 2000 年 IUCN 濒危物种红皮书中被称为“濒危 (EN C2b)”级 (IUCN, 2000)。人类活动包括渔业、航运业、污染和水利工程建设等是这两种动物生存所面临的主要威胁(陈佩薰等, 1997; 王丁等, 1998)。如不立刻采取有力的措施, 白鱀豚在近一、二十年内就会灭绝(张先锋等, 1994), 而江豚也极有可能重蹈白鱀豚的覆辙(Wang 等, 2000)。

近几年来, 白鱀豚和长江江豚的保护引起了国内外社会各界的广泛关注, 中国科学院水生生物研究所过去工作的基础上, 采用或发展了一些新的研究方法和实验技术, 围绕这两种动物的保护在研究工作上作了一些新的尝试, 取得了良好的结果。本文将对这些结果作一简要的综述, 同时对白鱀豚和长江江豚今后的保护工作提出一些设想。

1 白鱀豚和长江江豚种群数量的同步考察和监测进展

* 基金项目: 中国科学院“九五”重大项目(批准号: KZ951-A1-105), 中国科学院创新项目(KSCX2-03)和中国科学院生命科学与生物技术青年科学家小组资助

1997 年以前,主要采用单船或多船流动直接计数的方式对白鱀豚和长江江豚的分布和种群数量进行调查并进行数量估计(王丁等,1998)。1986 年的白鱀豚数量估计约为 300 头左右(Chen 和 Hua, 1989),1990 年不足 200 头(陈佩薰等,1993),1995 年已不到 100 头(刘仁俊等,1996)。基于 1991 年以前的考察资料,我们估计长江江豚当时的种群数量约为 2 700 头左右(张先锋等,1993)。为改善白鱀豚和长江江豚数量估计的准确性,1997 年 11 月,由农业部渔业局主持,长江渔业资源管理委员会和中国科学院水生生物研究所共同组织,调动渔政及其他考察船 52 艘,组织沿长江渔政管理人员和科技工作者 300 余人,在统一培训的基础上,分成 22 个考察组,每组负责 50~100km 左右长的江段或湖区,基本保证每个考察小组对所负责的江段或水域一天能完成一次来回或单向考察。从同一天开始采用同一方法连续考察 7 天。考察范围覆盖了长江口至宜昌约 1 700km 长的长江干流江段、鄱阳湖和洞庭湖及其主要支流,共发现白鱀豚 13 头。1998 年和 1999 年,在采用同样方法但只考察部分主要江段的情况下,发现白鱀豚 4 头和 5 头。再次证明白鱀豚数量仍在下降之中。就长江江豚而言,种群数量也在急速下降过程中(王丁等,1998)。以分布最为集中的江西湖口约 20km 长的八里江江段为例,1989 年约有 260 头,1993 年下降到 150 头左右,而 1999 年考察发现仅有 70 头左右,在过去的 10 年中年递减率约为 7.5% 左右。与此同时,我们对鄱阳湖和洞庭湖进行了连续三年的系统考察,初步探讨了截线抽样法(Line transect sampling)在湖区广阔水面应用的可能性。调查结果表明,白鱀豚已在鄱阳湖和洞庭湖绝迹;长江江豚随着水位的变化,其分布范围、数量和活动规律也随之而变化。春季 4 月间,鄱阳湖区长江江豚种群密度估计值为 0.194 头/km^2 ,估计数量为 388 头,主要分布在湖口至龙口一带,老爷庙至小矶山是其集中分布区,赣江南北支,抚河下游及康山河在涨水季节也有少量江豚活动。长江江豚在洞庭湖的分布范围主要集中在从城陵矶到鲢鱼口一带,其种群数量大致为 100~150 头。洞庭湖各支流中已看不到长江江豚的踪迹。湖区的长江江豚均受到围湖造田、非法渔业、航运和水利工程建设等人类活动的严重影响,亟待保护(肖文等,2000;杨键等,2000)。其他一些调查结果还发现,在秋季 10~11 月间,鄱阳湖区还有较多的出生不久的幼豚活动,这说明长江江豚在春季 4~5 月份外(高安利等,1993;张先锋,1992),在秋季 10~11 月间可能还存在一个生殖高峰,而鄱阳湖区本身可能是长江江豚的一个抚幼繁殖基地(未发表资料)。

2 新技术在生态学和行为学研究中的应用

为了更好地了解白鱀豚及长江江豚的分布、数量和活动规律等方面的资料,为进一步开展保护工作提供科学依据,我们根据长江特殊的地理生态条件和研究保护对象的一些特殊性,采用或发展了一些新的研究手段和技术,开展生态学和行为学研究,取得了较好的结果。

海洋鲸类动物的种群数量调查主要采用截线抽样法等目视考察方法。由于环境本身的特殊复杂性,这一方法在相对狭窄且人类活动较多的江河水域中的应用存在一定困难(Smith 和 Reeves, 2000)。我们与日本国立水产工学研究所合作,根据长江的特殊地理环境条件,并基于我们已掌握的白鱀豚及长江江豚声信号的差异(Akamatsu 等,1998),发展了一套较为完整的声学考察方法,取得了较好的结果。1998 年,我们采用这套系统在武汉至鄱阳湖口间以及鄱阳湖区部分水域进行了一次声学考察,并同步进行目视考察。在

总共 774km 的考察里程中,日视考察共发现长江江豚 588 头次,而声学考察系统记录到长江江豚回声定位超声脉冲信号 44 864 个。声学考察系统能够监测到 82% 以上的个体,虚警概率低于 0.9%,且声学考察系统往往先于目视考察发现豚的活动,对提高目视考察的准确性极具帮助;同时,该系统在夜间和天气条件不佳,目视考察无法进行的情况下亦能监测到考察船周围豚的活动,弥补了目视考察的不足,被证明是一种有效的野外考察手段 (Akamatsu 等, 2001)。这一系统在未来的研究中还可用于豚的定点连续监测,以了解豚的活动规律。

为了在自然状态下定量并连续跟踪长江江豚的发声和其他行为,我们设计了适用于长江江豚的声信号和行为附着式微型信标,并进行了跟踪研究。实验证明,当豚潜水深度小于 2m 时,信标能清楚探测到被跟踪豚所发射的每一个脉冲的水表面反射回波,证实信标所记录的信号来自于被跟踪的豚。发现豚在游泳过程中并不是连续不断地发射声信号以探测环境。但似乎是出于安全的考虑,豚不发射回声定位脉冲的静默期内所游过的距离小于进入静默期之前所发射的信号已探测过的距离。年轻个体和成年个体的声探测距离上限分别为 27m 和 97m。在对两头豚跟踪的 59h 中,共记录到 8 222 个潜水动作。潜水可分为两种类型,即潜水深度大于 2.7m 的深潜水和小于 2.7m 的浅潜水。年轻和成年个体平均每次潜水时间分别为 15.4s 和 28.7s,最大值分别为 87s 和 149s,平均潜水深度分别为 2.56m 和 3.41m;平均游泳速度分别为 1.25m/s 和 1.21m/s,游泳距离分别为 94.4km/天和 90.3km/天。观察到豚常常在接近水底时突然降速和改变游泳方向,该行为多发生于白天,可能与摄食有关。说明江豚多摄食底层鱼类,且摄食多发生在白天。这些研究结果对长江江豚的保护具有指导意义 (Akamatsu 等, 2000)。

动物的迁移活动规律不仅是基本的生态学资料,对物种保护而言也是十分重要的参考依据。由于白鱀豚及长江江豚一般不具有可供识别的自然标志且近距离拍摄照片十分困难,海洋鲸类动物研究常用的照相识别方法很难在长江应用 (Würsig 等, 2000)。为此,我们尝试进行了卫星跟踪研究。方法是豚捕捉起来后在其身上固定一卫星信号发射信标,通过专用的卫星接收系统记录豚潜水深度、游泳速度和所处方位等有关资料。在对一头长江江豚的将近 20 个小时的跟踪研究中,我们发现豚在 95% 以上的时间内均在 0~10m 水深范围内活动,平均下行游泳速度为 3.3km/h,豚在就地释放后的 18h 内已沿长江下行 60km。这说明豚在短时间内也可能作长距离迁移。

3 性激素季节变化规律和种群遗传多样性的研究

性激素季节变化规律对动物的人工饲养和繁殖是十分重要的背景资料,而遗传多样性的研究对了解动物种群数量下降的内在原因和动物的人工饲养与繁殖无疑也是十分重要的。利用我所人工饲养的一头白鱀豚“淇淇”和一雄两雌三头长江江豚,我们对白鱀豚和长江江豚血清睾酮激素的季节变化规律及其与性行为的关系进行了初步研究。结果发现,白鱀豚“淇淇”性自慰(腹面贴池壁、伸出阴茎)行为的发生频率和血清睾酮激素水平有周期性变化,一年有春、秋两个峰,春季为高峰期,秋季有一小峰,两者的周期变化较为一致。以性自慰行为和血清睾酮激素水平季节变化,推测出“淇淇”性腺活动的周期性变化,活动期为 2~10 月,春季高峰在 4 月前后,秋季小峰在 10 月,11 月至次年 1 月为性腺活动相对静止期 (陈道权等, 1994, 2001)。就长江江豚而言,雌雄个体和同性不同生理

状态下各激素含量明显不同, 雄性成熟江豚血清睾酮激素含量在 2.64~9.40mg/mL 之间变动(陈道权等, 1997)。He 等利用 RAPD 方法对 10 头长江江豚的遗传多样性进行了分析, 结果发现长江江豚的遗传多样性极低。郑劲松等运用 PCR 技术对隶属于不同江段的 6 个小群体共 11 头长江江豚的线粒体 DNA 控制区(D-loop)进行了扩增和全序列测定, 结果同样显示长江江豚个体间的遗传变异很小。在排序后的 100bp 碱基序列中只检测出 16 个变异位点, 占整个序列的 1.596%, 其中有 15 个位点为点突变, 占整个变异位点数的 93.7%。根据 16 个变异位点可定义 9 种单倍型(单倍型多样性系数为 0.818), 其中只有一种单倍型为两个群体所共有, 其余 4 个群体各自有独特的单倍型。长江江豚不同群体间和群体内的遗传距离不存在显著差异, 而且 NJ (Neighbor Joining) 树和 MP (Maximum Parsimony) 树均没有按地理位置将 9 种单倍型聚类成不同的枝系, 提示群体间可能存在基因交流和个体迁移, 即从遗传分析的角度同样证明长江江豚可能在不同江段之间有迁移活动。

4 天鹅洲国家级白鱘豚保护区长江江豚繁殖群体的初步建立

“长江天鹅洲国家级白鱘豚自然保护区”于 1992 年底得到国务院的正式批准而建立, 该保护区除了石首境内 89km 长的长江江段外, 其核心部分是长达 21km 的天鹅洲故道。早在 1990 年春季, 我们在保护区的选址考察过程中两次将 5 头长江江豚捕进天鹅洲故道进行异地饲养繁殖保护试验。将近 12 年的工作证明, 长江江豚不仅能在故道正常生活, 而且还能正常发情、交配、生仔, 完成一个完整生命过程。目前该故道已拥有一个 20 多头的长江江豚繁殖群体, 近几年每年产仔 2 头左右, 一个具有自我繁衍维持发展的长江江豚繁殖群体已初步建立(Wang 等, 2000)。1997 年至今, 我们坚持每 1~2 个月对这群长江江豚进行一次考察。结果发现, 交配活动发生在 5~6 月间, 而幼豚一般在每年 4 月中下旬出生。怀孕期估计为 310~320 天。幼豚 5 个月后开始摄食小鱼, 而幼豚离开成年豚(怀疑是母豚)的距离随时间而增大。一龄后幼豚可以长时间离开母豚活动。

自 1996 年起, 我们开始在我所白鱘豚馆试养长江江豚并获得成功, 目前拥有一个一雄二雌的小群体。正在开展饲养繁殖生物学研究, 期望实现人工饲养条件下繁殖的目标。

总而言之, 长江江豚的人工饲养特别是在天鹅洲故道半自然条件下异地繁殖保护已经取得了初步成功。这也是到目前为止世界上鲸类动物异地繁殖保护惟一成功的先例。

5 保护工作存在的问题及今后的设想和展望

如前所述, 长江中各种人类活动包括渔业、航运、污染和水利工程设施的建设已经对白鱘豚和长江江豚的生存造成了极大威胁(陈佩薰等, 1997; 王丁等, 1998), 而这些威胁在可以预见的将来只会愈演愈烈, 没有逆转的可能。数量极少的白鱘豚已难以在长江中长期生存下去, 有可能成为当今世界第一个由于人类活动而导致灭绝的豚类动物。江豚面临着与白鱘豚同样的威胁, 如不及时加强保护, 极有可能成为“白鱘豚第二”。但在目前白鱘豚、长江江豚的保护工作中还存在许多问题, 主要的问题表现为保护区的管理体制没有理顺, 保护工作没有落到实处; 经费短缺, 致使保护工作举步维艰(王丁等, 1998)。针对白鱘豚和长江江豚的种群现状和这些存在的问题我们提出如下想法和建议:

5.1 异地保护是目前白鱘豚保护的主要希望, 同时还应该加强就地保护

经过国内外科学家的长期研究和讨论, 一致认为异地保护是目前情况下保护白鱘豚主

要的希望,即把分散在长江中下游干流中、呈生态隔离状态的孤独的白鱀豚尽可能多地从长江捕捉起来,集中到一个半自然保护区,使其繁衍生息,保持遗传多样性,把白鱀豚这个濒危物种保存下来。

经过水生所的长期研究,国内外专家多次论证,都认为湖北石首市天鹅洲故道是建立白鱀豚半自然保护区的理想场所。该故道 1972 年以前曾是长江的一部分,并有白鱀豚的活动。目前在洪水季节通过开闸放水仍与长江相通,保持了一个良好的通江自然环境。地处偏僻,较少污染,其他人类活动也完全可以控制(张先锋等,1995)。保护区建立以来,做了大量的工作,形成了一支专业队伍,并通过试养长江江豚证实了该保护区是白鱀豚繁衍生息的理想场所。如果国家能加大投入,解决目前存在的捕豚经费、运转机制等一些具体问题,由农业部组织全国统一的捕豚队伍,集中人力、物力和财力,调动一切可以调动的资源,尽快和尽可能多地捕一些白鱀豚放入天鹅洲保护区,白鱀豚物种保护就可能迎来历史性的突破。这项事业将在世界范围内引起极大反响,也必将是我国环境保护事业的一面旗帜。

与此同时,还必须继续加强就地保护工作,尽量保护好现存的白鱀豚,为异地保护争取时间。

5.2 必须从现在起大力加强长江江豚的保护

如前所述目前长江江豚的数量比白鱀豚多一些,但由于长江江豚的数量亦在迅速减少,千万不能由此掉以轻心。必须从现在起从认识上、行动上重视长江江豚的保护,采取切实可行的措施,加大长江江豚保护的力度。比如尽快履行必要的法律手续,将长江江豚从我国二级保护动物提升为一级;在捕捞白鱀豚引进天鹅洲保护区的同时,再引进一些长江江豚建立一个健康、稳定的可自身维持发展的长江江豚繁殖群体;挑选合适的其他故道再建立一个长江江豚半自然保护区;加强自然条件下如洪湖新螺江段国家级白鱀豚保护区,以及镇江、鄱阳湖和安徽铜陵等省级保护区的保护工作;在一些长江江豚较为集中的江段如江西八里江和湖南城陵矶江段建立新的自然保护区;加强人工饲养条件下的繁殖研究等。我们必须从白鱀豚保护的工作中吸取教训,不能重蹈覆辙。

5.3 采用新技术,探讨加强保护的新途径

在过去的 20 多年中,水生所在白鱀豚和长江江豚的饲养和繁殖生物学方面开展了一些系统的研究(陈佩薰等,1997)。雄性白鱀豚“淇淇”已在人工池中生活了 22 年,长江江豚饲养时间已接近 5 年。目前的关键任务之一是应用和发展新技术,探讨加强保护的新途径。比如尽快采集白鱀豚和长江江豚精液,建立精子库;发展培养白鱀豚和长江江豚体细胞技术,建立体细胞库;尽可能保存两者的遗传物质。开展长江江豚人工繁殖研究,在有所突破的基础上和可能的条件下,全力开展白鱀豚的人工繁殖研究等等。使人工饲养和繁殖研究作为两物种保护做出新的贡献。

2001 年 3 月,农业部在上海召开了“中国鲸豚保护研讨会”,讨论通过了农业部委托水生所起草的“中国长江豚类保护行动计划”。农业部正在采取措施具体落实这一计划,给白鱀豚、长江江豚的保护带来了新的希望。从另一方面而言,“由于人类活动的膨胀和不可逆转性,白鱀豚、长江江豚保护的困难是巨大的。但是不予以保护,听之任之,他们将很快走向灭亡。在严格的科学基础上,采取得力措施,他们的保护还是有希望的。而且保护工作的过程本身也是十分有价值的。通过对白鱀豚和长江江豚这样的“标志动物”(Target

animal) 或称“旗舰动物”(Flagship species) 的保护工作的大力宣传, 可以极其具体和生动地教育民众关于环境保护的重要性, 从而激起他们的环保意识, 自觉地关心自然, 爱护环境。这对整个社会的良性和可持续发展是极有好处的, 这也是白鱀豚、长江江豚保护工作的重要的社会意义”(王丁等, 1998)。

参考文献

- 陈佩薰等. 1993. 白鱀豚的现状和三峡工程对白鱀豚的影响评价及保护对策. 水生生物学报, 17 (2): 101~111
- 陈佩薰等. 1997. 白鱀豚生物学及饲养与保护. 北京: 科学出版社
- 陈道权等. 1994. 人工饲养条件下白鱀豚雌雄个体某些血清生殖激素的初步研究. 水生生物学报, 18 (3): 293~295
- 陈道权等. 1997. 长江江豚某些血清生殖激素的初步研究. 兽类学报, 17 (1): 43~47
- 陈道权等. 2001. 白鱀豚“淇淇”性自慰行为周期的研究. 水生生物学报, 25 (5): 468~473
- 高安利, 周开亚. 1993. 关于江豚的古籍记载及进化研究. 兽类学报, 13 (3): 223~234
- 高安利, 周开亚. 1995. 中国水域江豚外形的地理变异和江豚的三亚种. 兽类学报, 15 (2): 81~92
- 刘仁俊等. 1996. 再论白鱀豚和江豚的保护. 长江流域资源与环境, 5 (3): 220~225
- 王丁等. 1998. 中国长江白鱀豚、江豚保护的现状及其未来, 见: 21 世纪长江大型水利工程中的生态与环境保护. 北京: 中国环境科学出版社, 218~226
- 肖文, 张先锋. 2000. 截线抽样法用于鄱阳湖江豚种群数量研究初报. 生物多样性, 8 (1): 107~111
- 杨健等. 2000. 洞庭湖、鄱阳湖白鱀豚和长江江豚的生态学研究. 长江流域资源与环境, 9 (4): 444~450
- 张先锋. 1992. 江豚的年龄鉴定、生长与生殖的研究. 水生生物学报, 16 (4): 289~298
- 张先锋等. 1993. 长江中下游江豚种群现状评价. 兽类学报, 13 (4): 260~270
- 张先锋等. 1994. 漩涡模型及其在白鱀豚种群管理中的应用. 生物多样性, 2 (3): 133~139
- 张先锋等. 1995. 建立长江天鹅洲白鱀豚保护区的可行性研究. 水生生物学报, 19 (2): 110~123
- 张先锋, 王克雄. 1999. 长江江豚种群生存力分析. 生态学报, 19 (4): 529~533
- 魏卓, 王丁, 张先锋, 赵庆中, 王克雄, 匡新安, 2001. 长江八里江江段江豚种群数量、行为及其活动规律与保护. 生物多样性 (审稿)
- 陈道权, 赵庆中, 王克雄, 张先锋, 刘仁俊, 王丁, 2001. 人工饲养环境中雄性白鱀豚性自慰行为与血清睾酮浓度之间的关系研究. 动物学报 (审稿)
- 郑劲松, 何舜平, 王丁, 运用线粒体 DNA 控制区研究长江江豚的遗传变异和迁移活动. 自然科学进展 (审稿)
- Akamatsu, T., D. Wang, K. Nakamura and K. Wang. 1998. Echolocation range of captive and free-ranging baiji *Lipotes vexillifer*, finless porpoise *Neophocaena phocaenoides*, and bottlenose dolphin *Tursiops truncatus*. The Journal of the Acoustical Society of America, 104 (4): 2511~2516
- Akamatsu, T., D. Wang, K. Wang and N. Yasuhiko. 2000. A method for individual identification of echolocation signals in free-ranging finless porpoises carrying data loggers. The Journal of the Acoustical Society of America, 108 (3): 1353~1356
- Akamatsu, T., D. Wang, K. Wang and Z. Wei. 2001. Comparison between visual and passive acoustic detection

- of finless porpoises in the Yangtze River, China. The Journal of the Acoustical Society of America, 109 (4): 1723~1727
- Chen, P. and Y. Hua. 1989. Distribution, population size and protection of *Lipotes vexillifer*. Occasional Papers of IUCN/SSC, (3): 81~85
- IUCN, 2000. 2000 IUCN Red List of Threatened Species. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. XVIII + 61pp.
- Jefferson, T. 1994. Marine Mammals of the World. Rome: FAO and UNEP
- Liu, R. and D. Wang. 1996. Studies on population size and activities alteration regularities of *Lipotes vexillifer* and *Neophocaena phocaenoides* in the Yangtze River. IBI Reports, (6): 1~8
- Liu, R., D. Wang, J. Yang and X. Zhang. 1997. Some new considerations for the conservation of *Lipotes vexillifer* and *Neophocaena phocaenoides* in China. IBI Reports, (7): 39~44
- Smith, B. D. and R. R. Reeves. 2000. Survey methods for population assessment of Asian river dolphins. Occasional Paper of IUCN/SSC, (23): 97~115
- Wang, D., R. Liu, X. Zhang, J. Yang, Z. Wei, Q. Zhao and X. Wang. 2000. Status and conservation of the Yangtze finless porpoise. Occasional Papers of the IUCN/SSC, (23): 81~85
- Würsig, B., D. Wang and X. Zhang. 2000. Radio tracking finless porpoise *Neophocaena phocaenoides*: preliminary evaluation of a potential technique, with cautions. Occasional Papers of IUCN/SSC, (23): 116~120
- Zhang X, Wang D, Liu R, Hua Y, Wang Y, Chen Z and Wang L, 2001. The Yangtze River dolphin or baiji (*Lipotes vexillifer*): population status and conservation issue in the Yangtze River, China. Aquatic Conservation (submitted)
- Akamatsu T, Wang D, Wang K, Wei Z, Zhao Q and Naito Y, 2001. Diving behavior of freshwater finless porpoise (*Neophocaena phocaenoides asiaeorientalis*) in an oxbow of the Yangtze River, China. ICES Journal of Marine Science (accepted)
- Zhang X, Liu R, Kuang X, Wang D, Wang K, Wang X, Wei Z and Zhao, Q, 2001. Seasonal movements and behavior of the Yangtze finless porpoise, *Neophocaena phocaenoides asiaeorientalis*, in the Yangtze River, China (unpublished manuscript)
- He S, Wang D, Wang W, Chen D, Zhao Q & Gong W, 2001. DNA diversity among Yangtze finless porpoise (*Neophocaena phocaenoides asiaeorientalis*) inferred from RAPD. Biochemical Genetics (submitted)
- Wei Z, Wang D, Kuang X, Wang K, Wang X, Xiao J, Zhao Q & Zhang X, 2001. Observation on ecology and behavior of finless porpoise group at Tian-e-zhou oxbow. Raffles Bulletin of Zoology (accepted)

Population status and progress of conservation and research of Baiji (*Lipotes vexillifer*) and the Yangtze finless Porpoise (*Neophocaena phocaenoides asiaeorientalis*)

Wang Ding, Zhang Xianfeng, Wei Zhuo, Wang Kexiong, Zhao Qingzhong,
Chen Daoquan, Liu Renjun

(Institute of Hydrobiology, The Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072)

Abstract Baiji (*Lipotes vexillifer*) and the Yangtze finless porpoise (*Neophocaena phocaenoides asiaeorientalis*) are two endemic and rare aquatic mammal species of China, which only distribute in the middle and lower reaches of the Yangtze River. Population size of baiji is less than 100, which is on the brink of extinction. The population size of the porpoise is also decreasing rapidly, and may have decreased to less than 2,000. The porpoise is also listed as endangered subpopulation in IUCN Red List of Threatened Species. In this paper the authors briefly summarize the progress of the research and the conservation of these two species in recent years, and put forward some suggestions for the conservation in future.

Key words Baiji, the Yangtze finless porpoise, Population status, Conservation

峨眉山冷杉种群研究

庄 平

(中国科学院植物研究所华西亚高山植物园, 四川都江堰 611830)

摘要 本文依据 51 个 20m × 20m 冷杉乔木层样方和 102 个 4m × 4m 灌木层样方有关冷杉种群的调查资料和典型区域内冷杉种群的年龄和生长指标的测定, 对峨眉山冷杉种群配置、重要参数、更新与生长状况进行了研究, 揭示了当地冷杉种群及其所组成的森林的现状与演替趋势。指出, 峨眉山冷杉种群的径级配置与海拔高度为主导的环境要素变化相关, 2 800m 以下的冷杉种群缺乏胸径 5~20cm 的小径级个体; 尤其是在“混交”状的冷杉林下株高小于 5m 的幼龄个体稀少且其年龄与应有的生长量相差甚远, 由此作者认为该海拔段以下的冷杉种群正面临衰退, 其构成的冷杉森林正处于退化演替的过程之中, 并有可能在今后 50 年或许更短的时间内显现严重后果。同时, 本研究表明冷杉主要通过林窗和林缘更新。通过对冷杉—箭竹—泥炭藓森林群落中冷杉种群状况的研究, 阐述了冷杉种群在特定的逆境条件下的生殖策略由 *k* 选择向 *r* 选择方向的转化趋势, 讨论了冷杉种群在泥炭藓发育的局部沼泽化的环境中得以生存的机制。本文还就冷杉种群在林内自然更新和迹地更新条件下的胸径生长规律作了比较研究, 说明了密度制约机制对冷杉种群更新具有重要作用; 并就更新情况相对较好的冷杉—箭竹+金顶杜鹃—草类林、冷杉—箭竹—藓类林和冷杉—峨嵋玉山竹—藓类林的幼林个体的年龄与株高关系及其个体生长质量进行了探讨, 结果表明株高生长和苗木质量亦不甚理想。

关键词 冷杉种群 退化演替 生殖策略 峨眉山

冷杉 (*Abies fabri*) 为大型温性针叶树种, 在青藏高原外围形成狭长而有限的带状分布区。我国所分布的 22 种冷杉属植物中, 该种为最耐荫湿的一个自然种群, 这与其地处四川盆地西缘“华西雨屏带”的特殊生态条件不无关系 (李承彪, 1990; 管中天, 1983; 1984; 四川植被协作组, 1980; 庄平, 2001)。峨眉山冷杉分布的集中区, 具有雾日多、雨量大、日照少的基本气候特征。冷杉是该属植物中生长速度较快而寿命较短的种类, 通常为 20 年生植株, 树高可达 18.5m, 胸径 32cm; 148 年生树高 32.5m, 胸径 55cm。但 200 年生以上的老树甚为少见 (管中天, 1983), 因此冷杉森林中枯立木较多, 易形成“残败”的林貌。冷杉系浅根性植物, 主要根群分布在距地表 50~60cm 以上的土壤范围内, 甚至在 30cm 范围内分布着绝大多数根系 (李承彪, 1990; 管中天, 1983)。冷杉在正常条件下, 35~40 年进入结果期, 60~80 年左右达结果盛期 (管中天, 1983)。有资料认为, 林内藓层、泥炭藓及其所引起的沼泽化不利于更新苗生长发育 (四川植被协作组, 1980; 陈楚莹, 1992)。

1 调查与分析方法

1.1 样地设置与调查

利用典型取样方法,在峨眉山冷杉分布的不同区域和不同海拔地段设置 $20\text{m} \times 20\text{m}$ 标准样方 51 个。①调查各样方内胸径大于 5cm 的立木数量、胸径、高度、冠幅、枝下高;②在前述样方的对角线分设 2 个 $4\text{m} \times 4\text{m}$ 的下木层样方 102 个,调查胸径小于 5cm 的冷杉更新苗的年龄和高度;③分别实测峨眉山卧云庵海拔 $2\,800 \sim 2\,900\text{m}$ 处林内自然更新 33 株 $33 \sim 113$ 年生的伐倒木和太子坪迹地更新 33 株 $12 \sim 67$ 年生个体的胸径与年轮;④同时,实测了更新情况相对较好的冷杉—箭竹+金顶杜鹃—草类林、冷杉—箭竹—藓类林和冷杉—峨嵋玉山竹—藓类林的幼林个体的年龄与株高。

1.2 数据统计与分析

1.2.1 海拔区段的划分

将调查区海拔 $2\,000\text{m} \sim 3\,000\text{m}$ 范围每 200m 划分为一个海拔区段,计 5 个海拔区段;并将海拔小于 $2\,000\text{m}$ 和大于 $3\,000\text{m}$ 各作为一个海拔区段,上述共计 7 个海拔区段。

1.2.2 径级的划分

将各乔木层样方按上述海拔区段划分进行归并。径级区间由本次研究设置,原则上设计为 40cm 一个划分等级,但考虑到高海拔区小径级个体比例大,为了更精确的反映这一区域的冷杉个体径级变化,因此对于胸径 40cm 以下的个体设计了 2 个径级梯度。

1.2.3 更新苗年龄与高度的确定

更新苗年龄和植株高度分别根据现场苗木的生长解析和实测获得。在列表时仅反映具体林型条件下幼树的年龄幅度,并将其植株高度划分为不等差的 4 级,即 $<40\text{cm}$, $40 \sim 100\text{cm}$, $100 \sim 200\text{cm}$, $200 \sim 500\text{cm}$ 。

1.2.4 更新生长的研究方法

关于胸径与年龄、株高与年龄的分析研究均采用常用的以静态代替动态的方法,以相关曲线的拟合加以分析研究。

2 种群结构

2.1 海拔高度与种群个体配置

海拔高度变化是山地环境变化的主导因素。海拔对于冷杉种群个体大小配置的影响,早已为专家们熟知(李承彪,1990;管中天,1983;1984;四川植被协作组,1980)。由表 1 可知,高海拔区($>2\,800\text{m}$)以小径级立木(I、II)比例占优势(77%);中海拔区($2\,000 \sim 2\,800\text{m}$)以中型及大型立木(III~VI)占较大比重($>65\%$);而海拔 $2\,000\text{m}$ 以下的低海拔区以中型立木(III、IV)为主($>86\%$),缺乏 I 级和 VI 级个体。海拔 $2\,800\text{m}$ 以下 I 级个体比率小于 10% (表 1)。

2.2 林型与种群重要参数

冷杉种群在不同的林型中,有关参数差异明显。首先,种群密度在不同的林型中变幅可达 $170 \sim 1\,100$ 株/ hm^2 ,在“纯林”类型中密度通常大于 500 株/ hm^2 ,其中以冷杉—箭竹—藓类林中密度最大,达 $1\,166.7$ 株/ hm^2 ;在“混交”林中,冷杉的种群密度均小于“纯林”类型,而且海拔越低,其密度越小。低海拔分布的冷杉—瓦山方竹—草类林,冷杉种群密度仅 175 株/ hm^2 。其次,冷杉—箭竹+金顶杜鹃—草类林,冷杉—箭竹—泥炭藓林和冷杉+云南铁杉—峨嵋玉山竹林中冷杉种群的高度明显低于其他林型的相应值,前两种林型树体尖削度大,枝下高低,这一结构有利于结实(庄平等,1995);而冷杉—箭竹—藓类林和

具有一定程度“混交”的林型，冷杉种群的平均高度值较大；种群的平均高度、胸径和冠幅具有正相关趋势（表 2）。

表 1 海拔高度与冷杉种群个体径级配置
Table 1 Elevation and Rates of Diameter Classes of *Abies fabri*

海拔 Elevation (m)	I		II		III		IV		V		VI	
	5~20cm		20~40cm		40~80cm		80~120cm		120~160cm		>160cm	
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
<2000	•	•	5	11.36	12	27.27	16	59.09	1	2.27	•	•
2000~2200	1	1.72	6	10.34	26	44.83	12	20.68	12	20.69	1	1.72
2200~2400	7	6.14	10	8.77	77	67.54	17	14.91	2	17.60	1	0.88
2400~2600	20	11.11	38	21.11	85	47.23	32	17.78	3	16.70	2	1.12
2600~2800	5	9.43	13	24.53	24	45.28	6	11.32	1	1.89	4	7.55
2800~3000	147	37.89	143	36.86	89	22.94	6	1.55	1	0.26	2	0.52
>3000	118	35.33	158	47.31	57	17.07	1	0.30	•	•	•	•

2.3 林型与幼龄种群更新

在峨眉山冷杉森林中，除低海拔分布的冷杉—瓦山方竹—草类林未见有 5m 以下的更新树（苗）外，其他林型均有更新个体分布，但其数量（密度）、年龄及大小配置具有不同程度的差异。

表 2 各林型冷杉种群重要参数比较
Table 2 Comparison of the important Parameters of *Abies fabri* Population at Mt. Emei

林型代号	样地面积	株数	密度	高度	Height (m)	胸径	DBH (cm)	平均冠幅	枝下高
No. of forest type	Area of spots (m ²)	Individual number (n)	Density (n/hm ²)	mean	max	mean	max	Mean range of crown (m)	Height under branch (m)
1	800	21	262.5	9.6	18.0	21.5	80.0	3.0×2.6	3.5
2	1 200	71	591.7	9.5	17.0	19.3	42.0	4.3×3.8	0.8
3	2 400	280	1166.7	15.7	24.5	18.3	53.0	3.6×2.9	7.0
4	800	42	525.0	10.5	18.0	20.6	40.0	4.1×3.7	0.7
5	1 200	77	641.7	14.7	22.0	21.8	41.0	4.5×3.9	3.5
6	1 200	48	400.0	12.8	25.0	23.9	110.0	6.1×4.7	3.5
7	1 600	50	312.5	16.9	32.0	41.0	160.0	6.1×5.3	5.0
8	1 600	31	193.6	17.2	22.0	42.1	110.0	5.8×4.4	5.5
9	6 400	237	370.3	16.0	24.0	34.1	90.0	6.3×5.1	4.5
10	800	14	175.0	16.4	22.0	37.6	55.0	6.9×5.0	4.5

1. *Abies fabri*+ *Tsuga doumosa* - *Yushania brevipaniculata*, 2. *Abies fabri* -*Bashania fangiana* + *Rhododendron faberi* - grass, 3. *Abies fabri*-*Bashania fangiana*-moss, 4. *Abies fabri*-*Bashania fangian* -peat moss, 5. *Abies fabri* -*Yushania brevipaniculata*-moss, 6. *Abies fabri* + *Betula utilis* - *Bashania fangiana*, 7. *Abies fabri* + *Acer caudatum* var. *prattii* - *Yushanis brevipaniculata*, 8. *Abies fabri*-*Betula utilis*-*Yushania brevipaniculata*, 9. *Abies fabri*+*Acer flabellatum*-*Yushania brevipaniculata*, 10. *Abies fabri* - *Chimonobambusa quadrangularis* - herb

总的来说,高海拔林型中冷杉种群更新优于低海拔林型,林缘和林窗的更新优于林下。冷杉—箭竹—泥炭藓林和冷杉—箭竹+金顶杜鹃—草类林更新情况较好,冷杉—箭竹—藓类林的林缘更新尚好,但枯死个体较多。中山区“混交”林下,更新个体的密度和苗龄普遍较小,生长高度很少超过 40cm(表 3)。尤其值得注意的是冷杉—箭竹—泥炭藓林,不但更新苗数量较多,而且幼龄个体配置也较为合理,这一现象值得进一步研究(庄平,2001)。

3 种群生长

木本植物的个体大小或生物量积累为年龄的函数。本研究分别用胸径和株高来度量冷杉种群在不同的条件下的生长规律。

表 3 各林型冷杉幼龄种群更新状况
Table 3 Population Regeneration of *Abies fabri* in the forest types

林型代号 No. of forest type	环境* Environment	密度 Density (n/hm ²)	年龄 Age	幼龄苗高度配置 Height pattern of young tree (%)			
				<40	40~100	100~200	200~500
1	林下 uF	266.7	7~9	100.0	•	•	•
2	林下 uF	781.3	2~6	100.0	•	•	•
	林缘 FE	3 200.0	2~16	83.1	8.5	8.5	•
3	林下 uF	738.6	2~3	100.0	•	•	•
	林缘 FE	7 400.0	2~33	60.0	16.0	18.7	5.3
4	林下 uF	1 262.5	7~15	8.0	13.0	18.0	61.0
	林缘 FE	4700	2~20	30.8	15.4	25.6	28.2
5	林下 uF	900.0	8~11	100.0	•	•	•
	林缘 FE	8 000.0	10~15	53.1	37.5	9.4	•
6	林下 uF	833.3	2~3	100.0	•	•	•
7	林下 uF	735.0	2~6	100.0	•	•	•
8	林下 uF	716.5	11~32	87.0	8.7	•	•
9	林下 uF	1 080.0	8~15	100.0	•	•	•

*uF--under the forest, FE--the forest edge

3.1 年龄与胸径生长

本研究分别调查了位于峨眉山卧云庵下海拔 2 800~2 900m 处 33 株 33~113 年生的伐倒木和太子坪 33 株 12~67 年生个体的胸径与年轮,分别代表林内自然生长与迹地更新生长的状况。通过静态年龄(年轮)与生长量(胸径)关系的拟合结果表明,在自然的林内条件下,冷杉的前期生长缓慢,而后期迅速加快(图 1(1));在迹地条件下情况正好相反,其生长表现出前期生长快,而后期渐慢的特点(图 1(2))。

3.2 年龄与株高生长

研究的三种林型条件下的冷杉更新幼年个体的年龄与其株高生长关系均具有上弯的指数曲线性质,但不同的林型中,冷杉种群年龄与其株高生长量具有明显的分异。相比之下,冷杉—箭竹+金顶杜鹃—草类林中的冷杉种群株高生长量(图 2 (1))优于冷杉—箭竹—藓类林(图 2 (2))和冷杉—峨嵋玉山竹—藓类林(图 2 (3))的生长情况。但总的来说,植株的增高生长,远未达到正常水平(20 年生立木株高可达 18.5m,一般达 10m 左右。)

(管中天, 1983; 1984)。

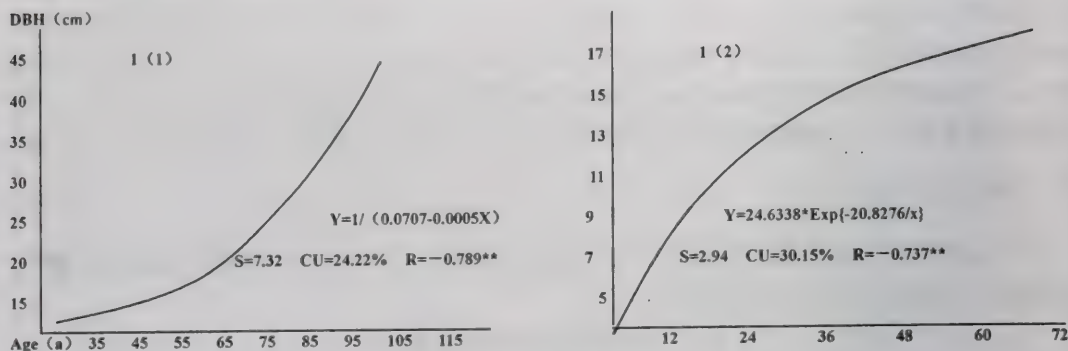


图 1 (1、2) 冷杉年龄与胸径生长的关系图

Figure. 1 (1、2) Relationship between the Fir Age and Growth of BHD

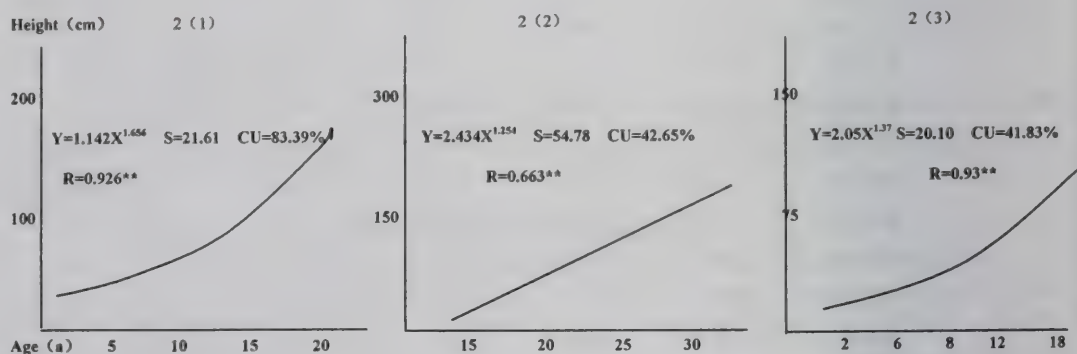


图 2 (1、2、3) 冷杉幼树年龄与株高生长的关系图

Figure. 2 (1、2、3) Relationship between the Fir Age and Height of the Young Trees

4 结语

冷杉种群大小(径级)配置与海拔高度变化有关, 大约在海拔 2 000~2 800m 各类中到大型立木较多, 此范围以下的低海拔缺乏特大(VI)和特小(I)立木, 其以上的高海拔区的立木径级明显小型化。这不仅说明冷杉立木的大小配置与海拔高度所主导的自然环境要素变化的相关规律, 而且更值得注意的是, 只有海拔 2 800m 以上的森林中, 冷杉的大小配置才具有稳定的种群结构, 此限以下的冷杉种群大小配置均属衰退型。因而笔者认为人为干扰已使当地海拔 2 800m 以下的冷杉森林正处于退化演替过程之中, 在今后 50 年或许更短的时间内, 首先可能受到严重威胁的是海拔 2 200m 以下的冷杉林, 而海拔 2 600~2 800m 区段的冷杉种群的结构状况也不容乐观(庄平等, 1995)。

通过植株高度<5m 以下的幼树(苗)数量、年龄和高度配置的分析进一步表明, 可能通过自然更新维持种群生存的森林类型仅仅有高海拔分布的冷杉与箭竹、峨眉玉山竹、金顶杜鹃、草类和泥炭藓等组成的 3~4 个森林类型; 而在多数有些“混交”的较低海拔的

森林中,冷杉更新个体高度几乎达不到 40cm,与其生长年龄应达到的个体大小相去甚远(管中天, 1983; 四川植被协作组, 1980),这无疑进一步证实了低海拔冷杉种群衰退的严重性。但即便是可能自然更新的上述高海拔森林,其林内更新情况亦不甚良好。

冷杉种群作为大型乔木,通常具有 k 选择的生殖策略,但冷杉—箭竹—泥炭藓和冷杉—箭竹+金顶杜鹃—草类林,由于其所处的环境不稳定,而在冷杉群体和个体结构特征方面有利于结实,林下更新苗量较多。尤其是前一种林型地下水位较高并成为长期的干扰因素,成年立木的顶枯和死亡时有发生,致使其种群的生殖策略多少具有 r 选择的倾向(庄平, 1995; 2001)。同时,本研究还表明,林下的藓类尤其是泥炭藓并不影响冷杉种苗的生长发育,而下木层或草本层过度发育,对冷杉苗期更新会造成不利影响。低海拔的林层结构复杂化,可能是导致这一区域冷杉更新不良的原因之一。

冷杉在林内和迹地条件下,胸径增粗生长正好采取了相反的方式,这一点很容易通过密度制约机制理解,这对于了解自然演替和人工干扰下的迹地演替规律具有一定理论和应用意义。即使是自然更新相对较好的林型,冷杉幼龄植株的高度生长并不理想,20~30 年生的植株高仅为 2~3m。笔者认为,除了自然竞争因素外,环境恶化对当地冷杉种群及其森林造成的普遍威胁是存在的(庄平, 1995; 2001; 曹洪法等, 1989)。

参考文献

- 李承彪. 1990. 四川森林生态研究. 成都: 四川科技出版社
- 管中天. 1984. 峨嵋冷杉森林类型的研究. 植物生态学与地植物学丛刊, 8 (2): 133~145
- 管中天. 1983. 四川植物志. 成都: 四川人民出版社
- 四川植被协作组. 1980. 四川植被. 成都: 四川人民出版社
- 陈楚莹. 1992. 峨眉山冷杉衰亡原因的初步研究. 应用生态学报, 3 (1): 1~8
- 庄平等. 1995. 峨眉山冷杉森林衰退状况研究. 武汉植物学研究, 13 (4): 317~328
- 曹洪法等. 1989. 峨眉山冷杉衰亡与酸性降水的初步研究. 见: 酸雨文集. 北京: 中国环境科学出版社, 904~420
- 庄平. 2001. 峨眉山冷杉森林群落研究. 广西植物, 21 (3): 223~227

Studies on the population of *Abies fabri* in Mt. Emei

Zhuang Ping

(Western China Subalpine Botanical Garden, Institute of Botany, The Chinese Academy of Sciences, Dujiangyan Sichuan 611830)

Abstract Based on study of the pattern, important parameters, regeneration and growth of the *Abies fabri* population, the author deals with the population status and its forest succession tendency according to the data of 51 quadrants (each $20\text{m} \times 20\text{m}$) of the tree layer and 102 quadrants (each $4\text{m} \times 4\text{m}$) of the shrub layer and the index of the population age and growth at the representative areas in Mt. Emei. It is found that the HDB pattern of the population is related to the elevation. There are few small individuals (HDB 5~20cm) below the altitude of 2800m, and especially in the "mixed" forests, the young individuals (height < 5m) are seldom found and the relationship between the age and development is maladjustment. Based on the investigations above, the author thinks that the population is facing the declination below this altitude and the forest is in deteriorated succession. The serious consequence may happen within 50 years or even shorter. Meanwhile the research shows that the regeneration of the population finishes mainly through canopy gaps and forest edge. The reproduction strategy of the population is changing from "k choice" to "r choice" in the special adversity habitat. The subsistence mechanism of the population is also discussed for the site with some coverage of sphagnum and swamp by studying population status in the forest of *Abies fabri* - *Bashania fangiana* - peat moss. It concludes that the mechanism of density dependence is very important in the regeneration of the population by comparing the growth rules of DBH in the conditions of natural regeneration and of slash regeneration. The relations between age and height of young individuals and their growth status are studied in three forest types. *Abies fabri* - *Bashania fangiana* + *Rhododendron faberi* - grass, *Abies fabri* - *Bashania fangiana* - grass, *Abies fabri* - *Yushania brevipaniculata* - moss. The results show that *Abies fabri* population regenerate relatively better, but the status of the individual's height growth and quality is not ideal.

Key words Population of *Abies fabri*, Deteriorated succession, Reproductive strategy, Mt. Emei

三峡特有植物疏花水柏枝的现状与保护^{*}

熊高明 陈伟烈 谢宗强

(中国科学院植物研究所植被数量生态学开放研究实验室, 北京 100093)

摘要 疏花水柏枝 (*Myricaria laxiflora*) 是三峡水库蓄水后惟一种将被全部淹没的高等植物种, 分布于长江三峡地区河谷两岸或河漫滩, 位于东经 $109^{\circ} 32' \sim 110^{\circ} 52'$, 北纬 $30^{\circ} 53' \sim 31^{\circ} 3'$, 海拔 130m 以下的狭小区域里, 常和秋花柳 (*Salix variegata*)、中华蚊母树 (*Distylium chinense*)、轮叶白前 (*Cynanchum verticillatum*) 等组成一个个较稀疏的灌丛。其分布区属于亚热带湿润性季风气候, 夏季高温多雨, 冬季温暖, 土壤为冲积性沙质土。疏花水柏枝为夏季休眠灌木, 冬季不落叶, 具有很强的耐水淹性。疏花水柏枝具有很高的学术研究价值和较大的经济价值, 十余年来, 其保护和相关研究工作取得了较大成绩, 人工扦插和种子繁殖试验均取得成功, 并成功地迁地保存了近 2 万株疏花水柏枝苗木, 确保该物种野生种群淹没后不至于灭绝。但疏花水柏枝回归大自然仍未取得成功, 许多相关的研究还没启动, 建议有关部门继续加大投入。

关键词 疏花水柏枝 分布 淹没 群落 保护

1 前言

疏花水柏枝属于柽柳科 (*Tamaricaceae* Linn.) 水柏枝属 (*Myricaria* Desv.)。水柏枝属最早属于柽柳属 (*Tamarix*)。C. Linnaeus 于 1753 年在《植物种志》中首先记载了产于欧洲 (德国) 的 1 种水柏枝, 即置于柽柳属内, 为 *Tamarix germanica* L.。1825 年法国人 Desvaux 正式建立了水柏枝属, 从柽柳属中分出了水柏枝属的一些种, 并命名了 1 个新种 *Myricaria squamosa* Desv.。1839 年英国人 J. E. Royle 根据喜马拉雅山克什米尔地区所产的标本发表了 2 个新种 *M. bracteata* Royle 和 *M. elegans* Royle。之后又有人相继发表了一些新种 (张鹏云等, 1984)。

疏花水柏枝最早的标本由 A. David 采自湖北西部巴东一带的长江峡谷中。1888 年法国人 A. R. Franchet 根据 A. David 采的标本将它发表为一个变种 *Myricaria germanica* var. *laxiflora* Franch.。此后, 很长的一段时间内不被人们所关注。

张鹏云和张耀甲 (1984) 在进行水柏枝属 (*Myricaria* Desv.) 的分类研究时, 将我国产的大量标本与欧洲一些地区所产的 *M. germanica* (L.) Desv. 标本作了认真的比较, 发现两者之间存在很大差异, 认为 *M. germanica* (L.) Desv. 在中国没有分布。因而将特产于我国长江三峡地区, 原定为变种的 *M. germanica* var. *laxiflora* Franch. 提升为种即

^{*}国务院三峡工程建设委员会重大课题“三峡库区陆生植物观测实验站”和国家重点基础研究发展规划项目 (G2000046805) 共同资助。

M. laxiflora (Franch.) P. Y. Zhang et Y. J. Zhang, 即疏花水柏枝。因此,疏花水柏枝作为一个种发表,至今只有 17 年的历史。

疏花水柏枝是三峡库区特有植物。兴建三峡工程的讨论通过以后,一些学者开始致力于三峡库区范围内被淹植物的调查研究。陈伟烈等(1994)通过调查,基本摸清了疏花水柏枝的分布范围。其后进一步的调查发现,三峡大坝建成后,疏花水柏枝是惟一一种将被全部淹没的高等植物种。据现有资料,疏花水柏枝仅分布于三峡库区海拔 130m 以下,在 2003 年三峡大坝第二期蓄水后(135m 高程),这个种就可能被全部淹没,因此对疏花水柏枝的保护已经迫在眉睫。本文对疏花水柏枝的分布、生境、群落特征和生物学特性进行了调查,并对其保护进行了研究,总结了该物种的研究资料,提出了对疏花水柏枝保护的建

2 疏花水柏枝的形态学和生物学特征

疏花水柏枝为直立灌木,高达 1.5m。老枝红褐色,光滑,当年生枝绿色或红褐色。单叶,互生,无柄,密生于当年生枝上,披针形或长圆形,长 2~4mm,宽 0.8~1mm,先端钝或锐尖,常内弯,基部略扩展,具狭膜质边。花两性,总状花序通常顶生,长可达 6~12cm;苞片披针形或卵状披针形,长约 4mm,宽约 1.5mm,渐尖,具狭膜质边;花梗长约 2mm,花萼深 5 裂,萼片披针形或长圆形,长 2~3mm,宽约 1mm,先端钝或锐尖,具狭膜质边;花瓣 5,倒卵形,长 5~6mm,宽 2mm,粉红色或淡紫色,宿存;雄蕊 10,5 长 5 短相间排列,花丝下部 1/2 或 1/3 部分合生;花药 2 室,纵裂,黄色;雌蕊由 3 心皮组成,子房圆锥形,具三棱,长约 4mm,基底胎座,胚珠多数,柱头头状,3 浅裂。蒴果狭圆锥形,长 6~8mm,1 室,3 瓣裂。种子多数,长 1~1.5mm,顶端具芒柱,芒柱一半以上被白色长柔毛。花果期 6~8 月。模式标本产长江巫山峡口(中国科学院中国植物志编辑委员会,1990)。

根据作者调查结果,疏花水柏枝的花色大部分为粉白色,只有很少的植株开粉红色或淡紫色花;野生的疏花水柏枝在原产地冬季不落叶,但夏季水淹过后,叶片全部枯死脱落,类似于落叶灌木的冬季落叶,水淹过后,疏花水柏枝立即抽枝长叶,随后即开花结实。进入冬季,生长减缓,春季气温回升后又迅速生长,因此疏花水柏枝的生长季节为秋季至次年春季,是水柏枝属中的特例。疏花水柏枝的花果期很长,从 6 月底可一直延续到 11 月。

3 疏花水柏枝的分布及自然环境

3.1 水柏枝属及疏花水柏枝的分布

桤柳科水柏枝属全世界约 13 种,分布于北温带欧、亚二洲约北纬 27°~70°,东经 5°~115°的地域,主要分布在我国西藏及其邻近地区,以喜马拉雅为分布中心。我国产 10 种和 1 变种,以西藏种类最多,有 7 种,其次为新疆 5 种,青海 4 种,云南、陕西和宁夏各 3 种,四川和山西各 2 种,河南、河北、内蒙、湖北各 1 种。本属的模式种 *M. germanica* (L.) Desv. 是欧洲种,分布从喜马拉雅山以西由西亚北部的伊朗、土耳其起,经前苏联的高加索、南克里米亚,到巴尔干半岛。另外二种 *M. dahurica* (Willd.) Ehrenb., *M. longifolia* (Willd.) Ehrenb. 分布于西伯利亚南部及其毗连的蒙古北部,我国均不产(张鹏云等,1984)。

水柏枝属大多数种生长于水分条件较好的河谷、河漫滩等地，海拔 70~5 200m 范围内均有分布。

疏花水柏枝分布于长江三峡地区自奉节至秭归的河谷两岸或河漫滩，位于东经 109° 32' ~110° 52' ，北纬 30° 53' ~31° 3' ，海拔 130m 以下的狭小区域里，包含奉节、巫山、巴东、秭归、宜昌等县。在这区域里，疏花水柏枝因生境的变化而断续分布，其中以巫山、巴东和秭归三县境内数量较大，奉节县和宜昌县境内只个别地段有少量分布。据中国科学院武汉植物研究所的调查结果，现存的疏花水柏枝数量约有 1 万株左右。

3.2 疏花水柏枝分布区的自然环境

3.2.1 地质地貌

长江干流自四川奉节至湖北宜昌统称为三峡，自西至东包括瞿塘峡、巫峡和西陵峡，全长 195km。长江在三峡地区切割深度一般在 700~800m，最深处达 1 500m。其支流特别是较长的支流也切割很深，切割密度也很大，因此地形非常崎岖破碎，形成雄伟险峻的大峡谷。三峡地区岩层主要由石灰岩和砂页岩组成，在疏花水柏枝分布区主要有三迭纪大冶石灰岩、三迭纪巴东组紫色砂页岩、侏罗纪香溪组和白垩纪归州群砂页岩。自燕山运动以来，三峡地区历经长期的外力侵蚀与剥蚀作用。流水的侵蚀作用往往在江边形成冲积锥。在志留系、巴东组、归州群等砂页岩分布地区常可见到砾质的河岸（沈玉昌，1965）。

3.2.2 水文特征

长江支流众多，它们和干流一起构成了我国中部稠密的水道网。长江流域全年降雨量比较集中，7~9 月三个月的降水量绝大多数超过全年降水总量的 40%，个别超过 60%，如云南的石鼓 6~8 三个月的降水总量占全年的 73.1%，四川成都 7~9 月 3 个月的降水总量占全年的 66%。这种降雨的集中造成了河川径流的集中，每年 6~10 月为长江流域的汛期。在四川寸滩长江干流最大与最小流量差数达 10~35 倍。水位涨落受流量大小与河谷宽窄的影响，在川江及三峡最高与最低水位相差 20~60m，中游不足 20m，而下游三角洲段仅 10m 左右（沈玉昌，1965）。

3.2.3 气候特征

疏花水柏枝的分布区属于亚热带湿润性季风气候，夏季高温多雨，冬季温暖较干燥。根据分布区几个县的气象资料，年均温在奉节、巫山、巴东、秭归分别为 16.5℃、18.4℃、17.4℃、18.0℃，极端最高温分别为 38.6℃、41.1℃、41.4℃、41.7℃，极端最低温分别为 -9.2℃、-6.9℃、-5.3℃、-8.9℃。年平均降雨量在四个县分别为 1 107.3mm、1 049.4mm、1 081.1mm、1 016.2mm，相差很小。降水量在一年之中，季节分配极不均匀，以巴东为例（表 1），5~9 月 5 个月的降水量占全年降水总量的 69.3%；而 12~2 月 3 个月的降水量只有 57.4mm，仅占 5.3%。

表 1 巴东气象站月平均气温、降水量记录资料（海拔 294.5m）

月份	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
气温（℃）	6.2	7.4	12.3	17.4	21.9	25.6	28.5	28.2	23.6	18.4	12.4	7.7
降水量（mm）	11.6	23.9	54.2	84.4	168.4	123.1	201.2	132.6	123.7	82.0	54.1	21.9

3.2.4 土壤特征

疏花水柏枝分布于长江三峡地区砾质（覆沙）、沙质（覆砾）或石质（覆沙）的河谷两

岸或河漫滩, 土壤类型为冲积性沙质土, 土壤中常夹杂有大小不一的砾石。土壤偏碱性, 速效钾含量较高, 有机质和其他含量较低 (表 2)。

表 2 疏花水柏枝生长土壤化学成分分析

采集地点	pH	有机质 (%)	速效磷 (mg/100g)	速效钾 (mg/100g)	全盐 (%)	Ca ²⁺ (%)	Mg ²⁺ (%)	K ⁺ (%)	Na ⁺ (%)
兰陵溪	8.39	0.27	0.3042	2.512	0.0211	0.0040	0.0008	0.0007	0.0002
兰陵溪	8.18	0.57	0.3642	4.953	0.0233	0.0035	0.0009	0.0010	0.0009
百岁溪	8.09	0.65	0.3746	3.774	0.0167	0.0021	0.0007	0.0080	0.0009

中国科学院武汉植物研究所, 2001, 三峡库区珍稀植物荷叶铁线蕨、疏花水柏枝和川明参引种栽培及回归大自然研究 (课题总结)

4 疏花水柏枝的群落学特征

4.1 疏花水柏枝分布的群落植物组成

在调查到的疏花水柏枝分布的群落中, 共有高等植物 25 科、40 属、46 种, 其中蕨类植物 2 科 2 属 2 种, 种子植物 24 科、38 属、44 种 (全部为被子植物)。根据吴征镒 (1991) 种子植物属的分布区类型进行分类, 世界分布为 11 属 15 种, 北温带分布为 13 属 15 种, 两者相加占总种数的 68.2%。在疏花水柏枝的分布区内, 每年都要遭受较长期的水淹, 在这种环境条件下, 对生境适应范围广, 尤其是适应水生或湿生生境的一些物种出现的机会较大, 如扬子毛茛 (*Ranunculus sieboldii*)、石龙芮 (*Ranunculus sceleratus*)、鼠麴草 (*Gnaphalium affine*)、火炭母 (*Polygonum chinense*)、一年蓬 (*Erigerron annuus*)、繁缕 (*Stellaria media*)、藜 (*Chenopodium album*)、块茎苔草 (*Carex thomsonii*) 等。

4.2 疏花水柏枝分布的主要群落类型

疏花水柏枝通常和秋华柳、中华蚊母树、轮叶白前等组成较稀疏的灌丛, 以上几个物种均为适应湿生环境的灌木或半灌木, 疏花水柏枝通常为建群种。秋华柳广泛分布于陕西、甘肃、湖北、四川、云南、贵州, 生于河边或河床; 中华蚊母树多生于山谷、河边; 轮叶白前是一种半灌木, 生于海拔 600m 以下的山谷、湿地或沙土中。草本植物中较常见的有芒 (*Miscanthus sinensis*), 为一种多年生禾本科植物, 广布我国南北各地, 日本也有, 生于山坡草地或河边湿地。在疏花水柏枝分布区内, 疏花水柏枝通常位于离江面最近的位置, 因而水淹的时间最长; 秋华柳分布的位置稍高一些, 中华蚊母树和轮叶白前比秋华柳又高, 而芒分布的位置比以上灌木都要高。根据样地调查资料, 疏花水柏枝分布的群落主要有以下类型。

4.2.1 疏花水柏枝 + 中华蚊母树 + 秋华柳群落

主要分布于秭归砾质或石质的河滩上, 群落地表 95% 以上为砾石覆盖。灌木层总盖度为 19%, 在高度上疏花水柏枝占优势, 为 1.3m 左右, 中华蚊母树和秋华柳在 0.6~0.8m 之间。草本层不发达, 总盖度 2%, 盖度较大的有芒、狗牙根 (*Cynodon dactylon*)、棒头草 (*Polypogen fugax*) 等禾本科多年生草本, 以及一年蓬 (*Erigerron annuus*)、毛茛菜 (*Picris hieracioides*)、窃衣 (*Torilis scabra*)、青蒿 (*Artemisia caruifolia*)、蚤缀 (*Arenaria serpyllifolia*) 等。由于砾石覆盖面积大, 群落中常缺乏疏花水柏枝幼苗和幼树。

4.2.2 疏花水柏枝 + 秋华柳群落

是疏花水柏枝分布区中最常见的群落类型。在不同的群落中,其地貌类型有很大差异,比如在秭归,沙质和砾质河滩以及河漫滩均有该类型出现,其地表砾石覆盖为 15%~90%。以秭归砾质河滩上的群落为例,其表面覆盖砾石为 80%,灌木层盖度为 16.5%,疏花水柏枝的高度可达 1.7m,秋华柳为 0.6~0.7m。草本层盖度为 2%,主要有狗牙根、芒、棒头草、一年蓬、毛莲菜、鼠麴草等。

4.2.3 疏花水柏枝群落

秭归县归州镇沙质河滩上有疏花水柏枝群落分布,群落地表砾石为 40%左右。灌木层盖度为 28.5%左右,疏花水柏枝占绝对优势,其盖度为 28%,伴生的灌木为秋华柳,盖度很小。草本层盖度为 1.5%,但种类较多,主要有狗牙根、一年蓬、鼠麴草、胡卢巴(*Trigonella foenum-graecum*)、棒头草、青蒿、扬子毛茛(*Ranunculus sieboldii*)、问荆(*Equisetum arvense*)、腋花蓼(*Polygonum plebeium*)、小巢菜(*Vicia hirsuta*)、茵陈蒿(*Artemisia capillaris*)、石龙芮、藜、繁缕、附地菜(*Trigonotis peduncularis*)等。疏花水柏枝的高度较低,为 1.1m。由于群落表面有大面积适于种子萌发的冲积性沙地,疏花水柏枝种群更新良好,有大量的幼苗和幼树。

4.2.4 疏花水柏枝 + 轮叶白前群落

该类型分布在巴东砾质的河滩上,群落表面约 90%为砾石覆盖。灌木层盖度为 10%,疏花水柏枝的高度为 1.4m,幼苗幼树缺乏。草本层盖度 2%,主要有狗牙根、火炭母、一年蓬、芒、问荆、藜、鼠麴草、繁缕、窃衣、扬子毛茛等。

4.2.5 疏花水柏枝 + 秋华柳 + 轮叶白前群落

主要分布于巴东砾质的河滩上,表面砾石约 90%左右。灌木层盖度 16%,疏花水柏枝高度在 1.5m 以上,数量少但植株大。草本层盖度 3%,主要有狗牙根、野古草(*Arundinella hirta*)、一年蓬、鼠麴草、芒、荠菜(*Capsella bursapastoris*)、窃衣、块茎苔草、扬子毛茛、胡卢巴、泽漆(*Euphorbia helioscopia*)、泥胡菜(*Hemisteptia lyrata*)、附地菜、艾蒿(*Artemisia argyi*)、问荆、猪殃殃(*Galium aparine*)等。

5 疏花水柏枝的保护

疏花水柏枝的保护实际上早在 20 多年前就应该进行了。根据对当地居民的调查访问,在葛州坝截流后,秭归附近的水位线升高了 10m 左右,淹没了一大部分疏花水柏枝;而葛州坝截流前,其下游的一些地段尚有疏花水柏枝分布,现在已不复存在。但那时人们对疏花水柏枝还缺乏认识,工作没有得以进行。2003 年,三峡大坝将进行第二期蓄水(135m 高程)并开始发电,届时野生疏花水柏枝种群将从地球上消失,因此疏花水柏枝的保护已经迫在眉睫。

5.1 保护价值

世界上现存的每一个物种都有其相应的存在价值,一个物种一旦灭绝之后,是不可能恢复的,这种损失是难以估量的。具体地说,疏花水柏枝有以下的价值。

5.1.1 学术研究价值

(1) 水柏枝属为欧、亚温带高山属,以我国的喜马拉雅为起源和分布中心(张鹏云等,1984)。在我国分布的 10 个种和 1 个变种,除疏花水柏枝外大多分布在 1 000~5 200m

的高海拔地区,且分布较广,只有疏花水柏枝分布在亚热带长江三峡河谷两岸,海拔130m以下的范围内,分布狭窄,因此,疏花水柏枝对于研究本属乃至怪柳科的分类和系统发育均具有重要的科学意义。

(2)疏花水柏枝为我国三峡库区特有种,对研究我国亚热带地区植物区系特点有一定意义。

(3)疏花水柏枝冬季不落叶,夏季水淹后落叶,在木本植物中是不多见的,是水柏枝属中的特例,是长期适应水淹环境的结果,对于研究植物的进化、植物的遗传与变异、植物与环境的关系等具有重要的意义。

(4)疏花水柏枝具有很强的耐水淹的能力,可忍耐长期的水淹,一年中有约5个月是在水中渡过的。因此它既有陆生植物的特性,又具有某些类似水生植物的特性,因为疏花水柏枝对水淹不仅仅是忍耐,水淹可能是疏花水柏枝生命过程中必经的阶段。这种特性具有重要的科研价值。

5.1.2 环保和经济价值

(1)疏花水柏枝具有很强的抵抗洪水冲击和忍耐水淹的能力,是一种优良的河岸固沙绿化树种。由于植物和枯枝落叶层的履盖,可以减少雨水对土地的直接冲击,保护土地,减少侵蚀,保护海岸和河岸,并能防止水库、湖泊和河床的淤积(中国科学院生物多样性委员会,1994)。据调查,在疏花水柏枝植株基部,沙土层明显高于裸露沙地,成凸透镜状隆起。疏花水柏枝的一个特点是地上部在泥沙的掩埋下,只要不是整株掩埋,被掩埋的枝干会很快生长出不定根。据观察,疏花水柏枝18个月生幼苗其地上部枝干在泥沙掩埋下长出不定根并变为地下部分,在枝干顶部重新抽出新枝形成地上部分,因此疏花水柏枝具有不怕沙埋的特点。

(2)疏花水柏枝枝叶奇特,树形优美,开花时绚丽多姿,具有较高的观赏价值,是一种很好的观赏树种。在今后三峡库区消落区的绿化方面,该物种是一个首选物种。

(3)据当地居民反映,疏花水柏枝燃烧时火力旺,是一种很好的薪柴。

(4)疏花水柏枝枝条细长而坚韧,当地居民用其作编筐的材料。

随着研究的深入和认识的加深,疏花水柏枝的经济价值必将被人们进一步发现和利用。

5.2 政府部门和科学工作者对疏花水柏枝保护的 effort

三峡工程的论证结束以后,国家政府部门对疏花水柏枝的保护做了大量工作。国务院三峡工程建设委员会于1997年设立了“长江三峡物种保护兴山实验站”,用于迁地保存疏花水柏枝、荷叶铁线蕨等三峡库区珍稀濒危植物;在“九五”期间设立了“荷叶铁线蕨、疏花水柏枝和川明参人工引种栽培及回归大自然研究”专题,并拟在湖北省秭归县设立疏花水柏枝保护点。许多科学工作者致力于疏花水柏枝的保护,其中中国科学院做了大量的工作。陈伟烈等(1994)调查了三峡库区的陆生植物,基本确定了疏花水柏枝的分布范围,在湖北省兴山县古夫镇进行了迁地保护试验;熊高明等(1996)对疏花水柏枝的人工扦插繁殖取得成功,对疏花水柏枝进行了迁地保护;熊高明对疏花水柏枝种群分布、群落、生境、空间分布格局、生物量、种群数量统计、生殖生态等进行了较为全面的研究;中国科学院武汉植物研究所对疏花水柏枝的遗传多样性和迁地保护等进行了研究;秭归等一些当地政府部门也参加了疏花水柏枝的保护和研究工作。

在政府部门和广大科学工作者的共同努力下,目前疏花水柏枝的保护工作取得了一定

成效。疏花水柏枝的人工扦插和种子繁殖试验均取得成功,其他相关研究也取得了一定的成绩。中国科学院植物研究所植物园、中国科学院神农架生物多样性定位研究站温室、中国科学院武汉植物研究所植物园、湖北省秭归县四溪风景区等成功地迁地保存了一批疏花水柏枝苗木,这些苗木是通过野生植株的插条繁殖的,共计近 20 000 株,确保该物种不至于在其野生种群淹没后灭绝。

5.3 当前保护工作中存在的问题及今后对疏花水柏枝保护的建议

尽管疏花水柏枝的保护工作取得了一定成绩,但是存在的问题依然是相当严峻的。

(1) 疏花水柏枝回归大自然的工作虽然进行了一些尝试,但是到目前为止均以失败告终。保护的最终目的是供人类持续利用,而只有将其完全回归大自然才称得上是彻底的保护。疏花水柏枝的种子库和基因库还没建立,而这也是物种保护的重要途径。目前疏花水柏枝保存的苗木数量上虽然不少,但栽培点还很少,而且这些单位均缺乏后续经费。目前对疏花水柏枝保护的经费支持都是短期性的,缺乏长期的项目支持,而物种保护是一项长期的任务。

(2) 对疏花水柏枝的研究还停留在初步阶段,很多与疏花水柏枝保护相关的问题如疏花水柏枝对生境的要求、疏花水柏枝限制性分布的原因等还没有突破,这些问题不解决,对疏花水柏枝的有效保护是一个很大障碍。

据此,笔者认为,疏花水柏枝今后的保护工作应从以下方面着手。

(1) 对疏花水柏枝进行生物学、生理学、生态学以及各方面进行深入研究,为更好地保护这一物种提供理论依据。

(2) 各有关部门应继续加大投入,在设置项目时多考虑一些中长期的项目,如保护区、保护点、保护站等,对已经迁地保存疏花水柏枝的几个地点继续注入经费,以免这些保存的苗木因缺乏经费而毁于一旦。建立疏花水柏枝的种子库和基因库。扩大疏花水柏枝的引种栽培范围,各地植物园积极引种栽培,作为疏花水柏枝种质资源的保存基地。在目前对它的研究还不深入,没有能力将其完全回归大自然以前,在具有人工管理的条件下进行保护是切实可行的一条途径。由于三峡工程的兴建将使其原产地完全淹没,原地保护已不可行,这样,在野生状态下的物种即将灭绝时,迁地保护无疑提供了最后一套保护方案(蒋志刚等,1997)。在河岸、湖泊、水库堤岸等具有一定人工管理的半自然条件下进行回归大自然的尝试,长江流域具有稠密的水道网,根据疏花水柏枝的生理生态特性,首先可以在长江干流及其支流,水分条件好、具有沙质或砾质的河岸进行回归大自然的尝试,水库蓄水后,将疏花水柏枝从原产地就地上移。

(3) 加大宣传力度,积极挖掘疏花水柏枝的经济应用价值,让广大民众积极栽培,水杉是这方面一个很好的例子。

6 结语

物种保护是一项长期复杂的任务,不仅需要科研工作者的深入研究,也要各级部门和广大群众的积极支持。疏花水柏枝由于是惟一种将被三峡水库全部淹没的植物种,已经引起国内外的广泛关注。十余年来,通过科研人员和有关部门的努力,对该物种的保护取得了较大的成绩,这是值得肯定的。遗憾的是,疏花水柏枝回归大自然的工作仍未取得成功,很多相关的研究工作还没启动,而到 2003 年疏花水柏枝野生种群就将全部被淹没,到

时许多研究工作就无法进行,这是摆在我们面前的一项严峻的课题。呼吁有关部门继续加大经费投入,使疏花水柏枝的保护和研究工作深入开展,利国利民,造福子孙。

参考文献

- 陈伟烈等. 1994. 三峡库区的植物与复合农业生态系统. 北京: 科学出版社
- 陈伟烈, 梁松筠, 谢宗强等. 1994. 三峡工程对库区陆生植物和植被的影响. 见: 植被生态学研究, 北京: 科学出版社
- 傅立国. 1992. 中国植物红皮书 (第一册). 北京: 科学出版社
- 黄培祐, 姚晓玲. 1991. 在古尔班通古特沙漠中怪柳 (*Tamarix* spp.) 群落的侵移与更新研究. 植物生态学与地植物学学报, 15 (2): 151~158
- 蒋志刚, 马克平, 韩兴国主编. 1997. 保护生物学. 杭州: 浙江科学技术出版社, 148~167
- 沈玉昌. 1965. 长江上游河谷地貌. 北京: 科学出版社
- 吴征镒. 1991. 中国种子植物属的分布区类型. 云南植物研究, 增刊 IV: 1~139
- 熊高明, 陈岩. 1996. 三峡特有植物疏花水柏枝的扦插繁殖初报. 生物多样性, 4 (1): 25
- 张鹏云, 张耀甲. 1984. 中国水柏枝属的分类研究, 植物研究, 4 (2): 67~80
- 中国科学院生物多样性委员会. 1994. 生物多样性研究的原理与方法. 北京: 中国科学技术出版社
- 中国科学院中国植物志编辑委员会. 1990. 中国植物志 (第五十卷第二分册). 北京: 科学出版社

The present status of and preservation approaches for *Myricaria laxiflora*, an endemic plant species in the Three Gorges area

Xiong Gaoming, Chen Weilie and Xie Zongqiang

(Laboratory of Quantitative Vegetation Ecology, Institute of Botany,
the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093)

Abstract *Myricaria laxiflora* is the only species that will be submerged by the Three Gorges Reservoir. It distributes in the narrow habitats below the altitude of 130m from 109° 32' E to 110° 52' E, 30° 53' N to 31° 3' N. The scrubs of *Myricaria laxiflora* are composed of *Salix variegata*, *Distyrium chinensis* and *Cynanchum verticillatum* etc. The distribution area belongs to subtropical humid monsoon zone with hot and rainy summer, and temperate winter. The soil is arenaceous alluvial. *Myricaria laxiflora* is able to tolerate water immersion with indeciduousness in winter and dormancy in summer. This species possesses high value for research and economy. The studies of artificial cottage and seed regeneration have succeeded. About 20 000 individuals of this plant have been preserved ex situ, which prevent the extinction of the species after submerging of the wild populations

happens. Until now, the reintroduction of the species into natural habitats is not successful and many studies need continue. We suggest much more financial support should be invested to this shrub.

Keywords *Myricaria Laxiflora*, Distribution, Inundation, Communities, Conservation

中国东北长白山苔藓植物多样性 特点、功能及其保护策略^{*}

¹曹同 ²郭水良 ³孙军

(1 上海师范大学生命与环境科学院, 上海 200234;

2 浙江师范大学生命与环境科学院, 金华 11004;

3 辽宁大学生物系, 沈阳 100016)

摘要 本文在对长白山不同生态系统苔藓植物多样性定量实验研究结果基础上, 总结了长白山苔藓植物种类丰富, 树附生苔藓特殊和形成独特“高山苔原”的显著特点; 分析了苔藓对不同生态系统的生物指示和在生态系统的物质及水分循环中不可低估的作用; 并提出了保护特殊小生境, 增加环境异质性及重点保护重要类群的保护策略。

关键词 苔藓植物 长白山 生物多样性 功能 保护策略

长白山地处我国东北吉林省与朝鲜接壤地区, 北纬 $41^{\circ} 41' 49'' \sim 42^{\circ} 25' 18''$, 东经 $127^{\circ} 42' 55'' \sim 128^{\circ} 16' 48''$, 海拔 2691m。该山为我国东北地区最高山峰, 森林植被垂直分布带明显, 从下到上具红松阔叶混交林(550~1 150m), 云冷杉暗针叶林(1 150~1 700m), 亚高山岳桦林(1 700~2 000m)和高山苔原(>2 000m), 还有泥炭沼泽地, 落叶松林等不同生态系统。长白山是我国第一批加入国际生物圈自然保护网的自然环境和生态系统保持较完整的自然保护区, 是研究北温带生物多样性的典型区域, 为我国具国际意义的生物多样性关键地区(陈灵芝, 1983)。因此, 对长白山生物多样性的研究有特殊重要的科学意义。

由于其特殊地理环境和植被, 长白山苔藓植物多样性研究也倍受国内外学者关注。在前人大量苔藓植物区系研究基础上, (高谦等, 1983; Koponen 等, 1983; 钱宏, 1989, 1990; Vitt 和 Cao, 1989), 我们获得中国科学院资源环境重点课题及长白山森林生态系统研究开放站和国家自然科学基金等项目支持, 对长白山苔藓植物的多样性特点和分布格局、与环境的关系及生态学等进行了较系统的研究, 发表了相关论文 10 多篇(曹同等, 1994, 1995, 1997; 郭水良等, 1999; 郭水良等, 1999; 曹同等, 1999; 曹同等, 2000; 郭水良等, 2000a, b, c; 曹同等, 2000; 郭水良等, 2001)。本文拟对取得的研究结果进行归纳分析, 重点探讨长白山不同生态系统中苔藓植物多样性特点、功能及其保护策略。

1 长白山苔藓植物多样性显著特点

1.1 丰富的物种多样性

^{*} 中国科学院资环局重点课题(KZ952-51-022), 中国科学院生态过程开放实验室和长白山森林生态系统研究站资助项目

至 1999 年长白山记录有苔藓植物 65 科 179 属 469 种和种下单位,其中藓类 39 科,137 属,367 种和种下单位;苔类植物 26 科 42 属 103 种和变种(曹同等,2000),其种数为东北其他自然保护区苔藓植物的 1 倍以上或近 1 倍(康学耕,1986;高谦,1986;贾学乙等,1989;曹同等,1990;于晶等,2001)(表 1)。其中,不少为近年新发现的中国和东北新记录重要类群,如光藓科(*Schistostegaceae*)植物(曹同等,1999)、短颈藓属(*Diphyscium*)和佐藤短颈藓(*D. satoi*)(Zhao 等,2000),拟光萼叶苔(*Plagiochila porelloides*)(Söderström 等,1999)和柯氏耳叶苔(*Frullana koponenii*)等 8 种苔类植物(Söderström,2000)。预计对长白山苔藓植物的深入调查,还会发现更多北温带地区广泛分布和东亚特有苔藓种类。

表 1 长白山及东北其他自然保护区苔藓植物种类情况

名称	纬度	最高海拔 (m)	苔 类			藓 类			苔藓总数		
			科	属	种	科	属	种	科	属	种
长白山	北纬 40° ~42°	2 961	26	42	103	39	173	367	65	179	469
吉林 靛 峰山	北纬 42° ~43°	1 676	13	15	28	28	84	163	39	99	191
辽宁老 秃顶子	北纬 30° 20′	1 367	18	24	45	32	77	159	50	91	204
辽宁白 石砬子	北纬 40′ 50′	1 270	24	36	66	36	111	199	60	147	265
医巫闾 山	北纬 41° 26′	8 66.6	10	13	20	18	56	109	28	69	129
辽宁仙 人洞	北纬 39° 59′	681.1	12	15	26	26	62	114	38	77	140

1.2 特殊的树附生苔藓

一般认为,树附生苔藓植物主要生长在热带或亚热带地区,阔叶树干上种类较为丰富,而温带地区,特别是针叶树干上有时生长量大,但种类较少(Smith,1982)。因此,当年世界苔藓学会主席芬兰 Koponen 等在长白山考察时发现,与世界上其他北部地区树附生苔藓植物相比,长白山苔藓植物种类丰富程度令人惊讶(Koponen 等,1983)。据我们调查结果,长白山已知树附生苔藓植物 33 科 65 属 114 种,而且暗针叶林树附生苔藓种类最为丰富,达 66 种(郭水良等,2000)。这种现象在世界同纬度温带地区确为少见,是该山苔藓多样性组成的鲜明特点之一。

1.3 典型的“高山苔原”

长白山高山冻原虽然面积不到总面积的 5%,但相对高差近 700m,平均年降雨量达 1 345.9mm,植被种类十分丰富。其中苔藓植物为主要植被之一,盖度达 40%以上(钱宏等,1990;曹同等,1995),因此,常称为“高山苔原”。已知长白山“高山苔原”有苔藓植物 38 科 67 属 135 种(钱宏,1989,Vitt 和 Cao,1989),占总种数的 28.8%,在欧亚大陆山地中具有代表性。我国长白山高山冻原与阿尔泰山高山冻原一起共同组成亚洲高山冻原南缘,其植被外貌和植物区系组成上与北极冻原极为相似(钱宏,1993)。所以,长白山“高山苔原”是研究中国温带苔藓植物变化历史及北温带苔藓植物区系特点和演化的重要实验场所。

2 长白山苔藓植物在不同生态系统中的功能和作用

2.1 对不同生态类型的生物指示意义

苔藓植物因对环境条件敏感而被用作检测环境因子的指标植物，在林业上则作为划分森林类型的辅助指标。应用双向指示种分析（TWINSPAN）和除趋势对应分析（DCA）等方法分别对不同生态系统中的地面、树附和腐木的苔藓植物分布格局分析结果表明，不同生态系统中苔藓植物不但多样性有高低差异，而且各有其特色的苔藓植物指示种。有的种类与不同生态系统、不同林型、甚至不同树种紧密相关。（郭水良等，1999；2000；2001）因此，可用苔藓作为指示植物来辅助判断生态系统和森林植被，甚至树种的特征。

2.2 对森林生态界面的指示作用

对长白山长白松林林缘、暗针叶林缘以及笃斯越橘灌丛—落叶松林间三个生态过渡带上的苔藓植物多样性及分布格局研究表明，苔藓植物的盖度与多样性指数可以作为判别林缘生态界面的客观性指标，并均能以 $y=b\times a^x$ 进行拟合（郭水良等，1999）。这虽然是初步的研究结果，但由于苔藓植物种群对环境，特别是微环境变化敏感，在生态过渡带的研究中，它可作为重要植物指示因子。

2.3 在生态系统物质与水分循环中的作用

苔藓植物在生态系统物质与水分循环中的作用常为人们所忽略。曹同等（1995）对不同生态系统中苔藓植物生物量的调查研究结果，长白山暗针叶林苔藓植物生物量为 5~6t/hm²，包括 7%~20% 的树附生苔藓，为其植物总生物量 1.8%~2.1%，是草本植物生物量的 4.6~5.3 倍；泥炭沼泽地中苔藓植物盖度 80%，生物量为 5.34 t/hm²；高山苔原苔藓生物量高达 10.7 t/hm²（表 2）。因此，苔藓植物在生态系统物质循环中的作用远比人们估计的要大，不可忽视和低估。

表 2 长白山各垂直分布带苔藓植物生物量（t/hm²）

Table 2 Species and biomass of bryophyte in different vegetation zones

植被带 Zone	苔藓盖度（%） Coverage of Ryophyte	PM _干 PM（dry）	PM _鲜 PM （fresh）	生态系统 总生物量 Biomass of ecosystem	草本部分 Biomass Of herb
1. 红松阔叶林带（1 号样地） Pinus koraiensis-broadleaf mixed forest	仅树干和腐倒木	0.25	0.35	328.75	2.07
2. 红松云冷杉林带（2 号样地） Pinus koraiensis, Picea and Abies forest	81.5 和大量树生	5.29	23.29	285.24	1.15
3. 云冷杉暗针叶林带（3 号样地） Picea and Abies forest	68.2 和大量树生	6.11	23.38	285.24	1.15
4. 亚高山岳桦林带（4 号样地） Subalpine Betula ermanii forest	43.5	3.53	19.14	130.26	11.89
5. 高山苔原带（5 号样地） Alpine tundra	40.40	10.74	52.3	15.35	15.35
6. 泥炭沼泽地（园地） Sphagnum bog	80	5.34	66.43		

（引自曹同、高谦等，1995）

此外，苔藓虽然植物体较小，但常形成大片丛生或垫状群落，枝叶交错形成大量毛细空隙，具有吸水快、蓄水量大的特点。同时，苔藓植物体表有吸水功能，部分水湿苔藓（如泥炭藓 Sphagnum）具有很大蓄水能力。对长白山苔藓主要种类吸水率研究表明，泥炭藓

蓄水量可达到植物体干重 10~16 倍，一般林下种类也达到干重的 3~5 倍。不同生态系统中，高山苔原苔藓植物因生物量大，饱和蓄水量可达 70.3 t/hm²，降雨后可吸收 37%(3mm 左右)雨水；云冷杉林内苔藓饱和蓄水量可达 24.56~28.56 t/hm²，降雨后苔藓植物可吸收约 19.6%(0.9mm)雨量(表 3)(曹同等, 1994)。因此，苔藓植物在长白山森林生态系统水分循环中同样起到了不容忽视作用。

表 3 长白山各垂直分布植被类型苔藓物蓄水量及降雨量比较

植 被 类 型	C _自		C _饱		年降水量 (mm)	6~9 月降水量 (mm)	6~9 月降水量日 平均 mm
	t/hm ²	mm	t · ha ⁻¹	mm			
1. 红松阔叶林 (1 号样地)	0.10	0.01	1.28	0.13	697.9	500.8	4.17
2. 红松云冷杉林 (2 号样地)	18.00	1.8	24.56	2.46	807.8	545.5	4.55
3. 云冷杉暗针叶林 (3 号样地)	17.28	1.73	28.58	2.86			
4. 亚高山岳桦林 (4 号样地)	15.61	1.56	23.01	2.30	1012.9	723.3	6.02
5. 高山苔原 (5 号样地)	41.58	4.16	70.30	7.03	1340.4	979.3	8.16
6. 泥沼泽地 (园地)	61.09	6.11	70.65	7.07			

(引自曹同、高谦等, 1994)

3 苔藓植物多样性保护策略

除了对一般植物保护的对策和方法外，根据我们的研究结果，对苔藓这一特殊类群植物的保护要注意以下几点：

3.1 注意对特殊小生境的保护

对地面 87 种藓类生态位的分析研究结果说明，除了塔藓 (*Hylocomium Splendens*) 等 5 种 (占总数 5.81%) 生态位宽幅度为 0.16~0.12 外，绝大部分苔藓种类的生态位很窄，其中 58.14% 宽幅小于 0.04 (郭水良等, 2001) (图 1)。这说明大部分苔藓植物生态适应能力较差，仅生长在较特殊的小生境下。因此，保护苔藓植物多样性应特别注意对特殊小生境的有意识的保护。

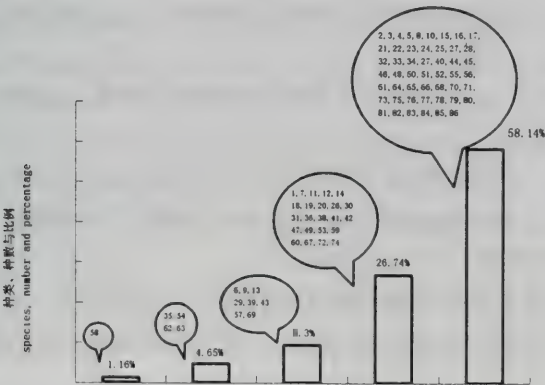


图1 长白山地面藓类植物生态位宽度与种类关系图
(引自郭水良、曹同 2001)

3.2 保持和增加生态系统内环境的异质性

对地面苔藓植物的多样性研究表明, 苔藓植物种类丰富度与不同生态系统环境中异质性生境, 如水沟、岩石、洞穴等有直接的关系。因此, 对森林生态系统而言, 适当调节林冠郁闭度, 增加环境异质性, 对苔藓多样性十分有利。同时, 对腐木生苔藓植物多样性研究说明, 林下腐木的丰富度是最重要影响因子, 海拔 1 500m 地带腐木生苔藓发生最多, 多样性最高, 就因为此带腐木丰富。因此, 保留和适当增加林下腐倒木, 对保护苔藓植物十分重要。

3.3 特别注意对苔藓植物重要类群的保护

长白山苔藓植物不但种类丰富, 而且分布大量重要类群, 包括中国和东亚特有属种、珍稀濒危物种, 在系统和演化中有重要科学意义的类群和具应用前景的资源种类 (Cao, 1992; 曹同等, 2000)。近年来, 由于人口和旅游迅速发展, 不少重要类群生长环境受到破坏和威胁。因此, 建议对某些苔藓重要类群生长的小生境, 如光藓生长的洞穴, 烟杆藓 (*Buxbaumia*) 和短颈藓 (*Diphyscium*) 生长的腐倒木, 以及黑藓 (*Andreaea*) 和虾藓 (*Bryoxiphium*) 等生长的岩石和石壁有意识给以保护, 甚至可划为特殊保护小区。

4. 结语

苔藓植物虽然是高等植物中一个重要门类, 但由于其形体较小, 不易识别, 加之有直接经济价值的种类不多, 常被人们所忽视。对长白山生物多样性及生态学研究结果表明, 苔藓多样性和资源量远较常人了解的丰富, 在不同生物系统中的作用远比人们想像的要大得多, 不容忽视和低估。而对苔藓这一特殊类群植物应采取特殊策略加以保护。

参考文献

- 曹同, 贾学乙, 阮永孝, 丁云瑞. 1990. 辽宁白石砬子苔藓植物群落及其区系成分研究. 辽宁师范大学学报, 4 (1990): 40~46
- 曹同, 高谦, 傅星, 贾学乙. 1994. 长白山森林生态系统中苔藓植物蓄水量及其在水分循环中的作用. 森林生态系统研究, 7: 73~79
- 曹同, 高谦, 傅星, 贾学乙. 1995. 长白山森林生态系统中苔藓植物生物量. 生态学报, 15 (增刊 B): 68~74
- 曹同, 高谦, 傅星, 路勇. 1997. 苔藓植物的多样性及其保护. 生态学杂志, 16 (2): 47~52
- 曹同, 傅星, 高谦, 吴玉环. R. J. Belland and D. H. Vitt. 1999. 中国新记录光藓科 (*Schistostegaceae*) 植物在长白山的发现. 植物分类学报, 37 (4): 403~406
- 曹同, 郭水良. 2000. 长白山主要生态系统苔藓植物的多样性研究. 生物多样性, 8 (1): 50~59
- 曹同, 沙伟, 于晶. 2000. 中国苔藓植物多样性及其保育. 2000 年海峡两岸生物多样性及其保育研讨会论文集. 国立自然博物馆
- 陈灵芝 (主编). 1993. 中国的生物多样性现状及其保护对策. 北京: 科学出版社
- 高谦, 曹同. 1983. 长白山苔藓植物的初步研究. 森林生态系统研究, 3: 82~118
- 高谦, 张光初等. 1986. 老秃顶子自然保护区植物名录 (苔藓植物门), 27~42
- 郭水良, 韩士杰, 曹同. 1999. 苔藓植物对森林生态界面指示作用的研究. 应用生态学报, 10 (1): 1~6

- 郭水良, 曹同. 1999. 长白山主要生态系统地面藓类植物分布格局研究. 应用生态学报, 10 (3): 270~274
- 郭水良, 曹同. 1999. 长白山森林生态系统腐木生苔藓植物生态分布 DCA 排序研究. 应用生态学报, 10 (4): 399~403
- 郭水良, 曹同, 丁克强. 1999c. 长白山地区曲尾藓属植物生态分化的排序. 生态学杂志, 18 (4): 14~18
- 郭水良, 曹同. 2000. 长白山森林生态系统树附生苔藓植物分布与环境关系研究. 生态学报, 20 (6): 922~931
- 郭水良, 曹同. 2000. 长白山地区森林生态系统树附生苔藓植物群落分布格局研究. 植物生态学报, 24 (4): 442~450
- 郭水良, 曹同. 2000. 应用典范对应分析探讨长白山金发藓科植物的生态位分化. 木本植物研究, 20 (3): 286~293
- 郭水良, 曹同. 2001. 长白山主要生态系统地面藓类植物的生态位研究. 生态学报, 21 (2): 61~66
- 贾学乙, 曹同. 1989. 辽宁仙人洞苔藓植物调查研究, 山东枣庄师专学报, 7: 1~17
- 康学耕. 1986. 甑峰山苔藓植物的初步研究. 森林生态系统研究, 6: 97~108
- 钱宏, 高谦. 1989. 长白山高山冻原——植物分类、植物区系、植物生态. 中国科学院沈阳应用生态研究所, 博士论文
- 钱宏, 高谦. 1990. 长白山高山冻原苔藓植物区系及其与北极冻原苔藓植物区系的关系. 植物学报, 32 (9): 716~724
- 于晶, 曹同等. 2001. 医巫闾山自然保护区苔藓植物区系成分与地理分布特征研究. 植物研究, 21 (1): 38~41
- Cao, T. 1992. Endangered bryophytes in Northeast China. Biological Conservation, 59: 243~245
- Koponen, T. and C. Gao. 1983. Bryophytes from Mt. Chang bai. Jilin province, Northeast China. Ann. Bot. Fennici, 20: 215~232
- Smith, A. J. E. 1982. Bryophyte Ecology. 511PP. London/ New York: Chapman and Hall
- Söderström, L. 2000. Hepatics from Changbai Mountain, Jilin Province, China. Lindbergia, 25: 41~47
- Söderström, L., D. S. Rycroft, W. J. Cole and W. Sha. 1999. Plagiochila porelloides (Plagiochilaceae, Hepaticae) from Changbai Mountain, new to China, with Chemical Characterization and Chromosome measurements. Bryobrothera, 5: 195~201
- Vitt, D. H. and T. Cao. 1989. Mosses new to China from Heilngjiang and Jilin province. Cryptogamie, Bryol. Lichen, 10 (4): 283~287
- Zhao, J. C., M. J. Lai and T. Cao. 2000. Disphyscium satoi Tuzibe (Bryopsida: Diphysciaceae) discovered in China. Arctoa, 9: 109~110

Characteristics and functions of Bryophyte biodiversity and their conservation strategies on Changbai Mountain, Northeast China

1 *Cao Tong* 2 *Guo Shuliang* 3 *Sun Jun*

(1 College of Life and Environmental Science, Shanghai Teachers University,
Shanghai 200234)

(2 College of Life and Environmental Science, Zhejiang Normal University,
Jinhua, Zhejian 321004)

(3 Department of Biology, Liaoning University, Shenyang 110016)

Abstract Based on the results of experimental studies on the bryophyte biodiversity in the different ecosystems on Changbai Mountai, Northeast of China, the Characteristics of bryophytes biodiversity are introduced including the diversity of rich species, unique epiphytic bryophytes and the tundra covered with rich bryophytes. The important functions of bryophytes in different ecosystems are discussed. The strategies for conservation of unique bryophytes in the mountain are put forward.

Key Words Bryophyte, Changbai mountain, Biodiversity, Function, Conservation Strategies

元宝山冷杉群落种内与种间竞争研究*

李先琨 欧祖兰 宁世江 苏宗明 唐润琴 李瑞棠

(广西壮族自治区 广西植物研究所, 桂林 541006)
中 国 科 学 院

摘 要 元宝山冷杉是特产广西、种群数量极少的濒危物种。根据调查资料, 采用 Hegyi 提出的单木竞争指数模型对元宝山冷杉群落的种间、种内竞争强度进行定量分析。结果表明: 元宝山冷杉种内竞争较之与其伴生树种间的竞争剧烈; 竞争木对对象木的竞争强度与对象木的胸高直径服从幂函数关系, 竞争强度随对象木个体的增大而减小。当元宝山冷杉胸高直径达到 35~40cm 后, 竞争强度变化不大。利用模型预测了元宝山冷杉种内种间的竞争强度。

关键词 元宝山冷杉 种间竞争 种内竞争 竞争指数

元宝山冷杉 (*Abies yuanbaoshanensis*) 是 20 世纪 70 年代发现的新种, 仅分布于广西融水县元宝山。元宝山冷杉是古老的孑遗植物, 是第四纪冰川时期留下来的“活化石”; 它的发现, 对研究我国南方植物区系的发生和演化以及古地理、古气候具有极高的学术价值 (傅立国, 1992)。元宝山冷杉是我国冷杉属植物分布纬度较低的种类, 分布范围狭窄, 仅见于元宝山海拔 1 700~2 050m 的中山针阔混交林内, 初步调查估计其种群成年个体约 100 余株, 数量稀少且天然更新不良, 是亟需保护的濒危物种。在 1999 年 8 月 4 日国务院正式批准公布的《国家重点保护野生植物名录 (第一批)》中被列为一级保护植物 (于永福, 1999)。对于元宝山冷杉这一濒危植物, 至今只有少数学者进行群落学和种群学的初步研究 (Huang 等, 1996; Xie 等, 1998; Pan 等, 1998)。

植物间的竞争作用是影响植物生长、形态和存活的主要因素之一, 因此, 植物的种内种间竞争的研究是植物生态学研究的核心问题 (Bi, 1996)。植物竞争不像动物竞争表现得那样明显, 所以植物竞争的探测、竞争的类型、竞争的程度等一直是植物生态学者关注的对象。从竞争过程本身出发研究植物间的竞争作用, 通过直接测量相互竞争植物对资源的吸收作用来定量分析资源的分享关系比较困难。多数研究从竞争作用的效果入手, 通过度量群落结构和群落发展建立竞争模型, 研究植物间的竞争作用 (Ford 等, 1992), 然而, 许多研究者认为在群体水平分析竞争作用会掩盖较大个体的差异的影响 (Harper, 1977; Weiner, 1984), 对于木本植物竞争的研究, 个体水平上的竞争模型主要有与距离有关的竞争模型 (Zhang, 1993)。

本文以国家重点保护的濒危植物元宝山冷杉林为研究对象, 采用 Hegyi 的单木竞争指数模型, 研究元宝山冷杉种内、种间的竞争指数和竞争强度, 旨在探索元宝山冷杉种群内部及其伴生树种之间的相互关系, 揭示种群的生态适应机理, 为保护濒危物种并试图增加

*广西自然科学基金资助项目 (桂科自 9811013)

其种群数量提供科学依据,同时也为营林及管理提供理论依据。

1 研究地自然条件概况与研究方法

1.1 自然条件概况

调查研究地位于广西北部的融水县元宝山自然保护区,关于该区的自然条件概况已有报道(Huang等,1996;Li等,2000)。

元宝山冷杉分布在海拔1700~2050cm范围的中山针阔混交林内,以元宝山冷杉、南方铁杉(*Tsuga tchekiangensis*)、南方红豆杉(*Taxus chinensis* var. *mairei*)、青冈栎(*Cyclobalanopsis glauca*)、木莲(*Manglietia fordiana*)、红岩杜鹃(*Rhododendron haofui*)、红皮木姜(*Listea pedunculata*)、尾叶山茶(*Camellia caudate*)、杜鹃属一种(*Rhododendron* sp.)为乔木层优势种,灌木层以箭竹(*Sinarundinaria nitida*)为主,草本以短药沿阶草(*Ophiopogon bockianus*)、苔草(*Carex* sp.)等种类为主,群落总盖度95%以上,其中乔木层郁闭度0.85以上,灌木层盖度40%~60%,草本层盖度50%~90%。林内潮湿、苔藓相当发达、附生现象突出,枯立木、枯倒木较多,地被物丰富。土壤为花岗岩发育的棕黄壤,覆盖度较小、岩石出露较多,土层浅(30~50cm),质地疏松。元宝山冷杉林处于极为成熟的阶段,群落种类丰富而复杂,林分结构和组成均具有很高的稳定性。

1.2 研究方法

1.2.1 外业调查

全面勘查元宝山冷杉分布状况,掌握其群落特征,选取有代表性的地段建立样地,设置600m²样方5块共3000m²,在样地内选择元宝山冷杉(DBH≥7.5cm)为对象木(Objective tree)测量其胸高直径、树木高度、枝下高和冠幅并进行编号。以对象木为中心、半径8m样圆内的所有乔木为竞争木(Competitive tree),实测这些竞争木的胸径及与相应对象木之间的距离。竞争木既包括样方内的植株,也包括样方外围的植株对于不同的对象木而言,竞争木可以重复计算,在样圆内的元宝山冷杉互为竞争木。

1.2.2 内业分析

单木竞争指数的研究较多,提出了许多模型,但以Hegyi的模型预测效果最好(Ma等,1994;Zou和Xu,1998;Jin,1997),因此本研究采用Hegyi提出的单木竞争指数模型来计算竞争指数,计算式为:

$$CI = \sum_{j=1}^N (D_j / D_i) \cdot \frac{1}{L_{ij}}$$

式中:

CI——竞争指数,其值越大,竞争越激烈(无量纲指数); D_j ——竞争木——胸径(cm); D_i ——对象木胸径(cm); L_{ij} ——对象木与竞争木之间的距离(m); N ——竞争木的株数。

首先计算出每株竞争木对对象木的竞争指数,将 N_1 株(元宝山冷杉)、 N_2 (其他树种)株竞争木的竞争指数分别累加即得出元宝山冷杉种内及元宝山冷杉与伴生树种间的竞争强度。

通过对计算结果进行回归分析,探讨元宝山冷杉个体(对象木)胸径与竞争指数(CI)之间的相关关系,包括线性模型、对数模型和指数模型: $CI=A+B \cdot D$ 、 $CI=A+B \ln D$ 、

$CI=AD^B$, 式中 CI、D 分别表示竞争指数、对象木胸径, A 、 B 为模型参数, 分别求取各拟合方程的相关系数 R , 并以 t 统计量进行显著性检验。

2 结果与分析

2.1 对象木与竞争木的测树因子特征

在 3000m² 的样地内, 共有对象木 36 株, 最小胸径 12.0cm, 最大胸径 74.0cm, 平均胸径 29.1cm, 对象木胸径大小近似服从正态分布 (表 1)。

表 1 对象木的胸径分布
Table 1 DBH distribution of objective tree

径级 (cm) Diameter class	12~20	20~30	30~40	40~50	50~74	合计 Sum
株数 Number	5	17	10	2	2	36
百分比 (%) Percentage	13.88	47.22	27.78	5.56	5.56	100.00

元宝山冷杉群落为稳定的顶极群落, 种类组成丰富, 测得 36 株对象木共有竞争木 37 种共 981 株 (包括样方内及外围所有竞争木), 这些竞争木包括阔叶十大功劳等在元宝山林区常常表现乔木性状的种类, 平均每株对象木在半径为 8m、面积 200.96 m² 的样圆内有竞争木 13.39 种、27.25 株 (表 2), 多于重庆缙云山四川大头茶群落竞争木种数 (共 15 种)、每株对象木的竞争木平均 12.09 株 (Jin, 1997)。

表 2 竞争木的种类组成及其竞争强度
Table 2 Species composition of competitive tree and competition intensity (CI)

种 类 Species	株 数 Number	百分比 (%) Percentage	竞争指数和 Sum of CI	竞争指数排序 Order of CI
元宝山冷杉 <i>Abies yuanbaoshanensis</i>	89	9.07	20.851 1	1
杜鹃一种 <i>Rhododendron sp.</i>	98	9.99	12.670 4	3
红皮木姜 <i>Listea pedunculata</i>	90	9.17	5.391 2	7
红岩杜鹃 <i>Rhododendron haofui</i>	80	8.15	8.523 2	4
嘉宝山柳 <i>Clethra laipoensis</i>	51	5.20	6.318 8	5
美丽马醉木 <i>Pieris formosa</i>	49	4.99	2.536 4	18
南方铁杉 <i>Tsuga tchekiangensis</i>	47	4.79	13.725 6	2
尾叶山茶 <i>Camellia caudata</i>	44	4.49	2.311 2	19
大八角 <i>Illicium majus</i>	43	4.38	5.453 3	6
灯笼花 <i>Enkianthus chinensis</i>	40	4.08	4.825 3	10
南方红豆杉 <i>Taxus chinensis var. mairei</i>	35	3.57	4.285 5	11
五尖槭 <i>Acer maximowiczii</i>	32	3.26	3.512 4	13
清香木姜子 <i>Listea euosma</i>	29	2.96	2.677 6	17
青蛤蟆 <i>Acer davidii</i>	27	2.75	2.808 4	16
青冈栎 <i>Cyclobalanopsis glauca</i>	25	2.55	4.832 9	9
木莲 <i>Manglietia fordiana</i>	25	2.55	4.968 6	8

(续)

种 类	株 数	百分比 (%)	竞争指数和	竞争指数排序
Species	Number	Percentage	Sum of CI	Order of CI
包果石栎 <i>Lithocarpus cleistocarpa</i>	22	2.24	3.473 3	14
山桂花 <i>Osmanthus marginatus</i>	19	1.94	2.837 2	15
木姜叶冬青 <i>Ilex litseaefilia</i>	16	1.63	1.658 1	20
细柄莢叶五加 <i>Acanthopanax</i> <i>evodiaefolius var. gracilis</i>	14	1.43	3.591 0	12
南烛 <i>Lyonia ovalifolia</i>	13	1.33	1.187 7	21
山矾 <i>Symplocos sumuntia</i>	11	1.12	1.029 8	23
白檀 <i>Symplocos paniculata</i>	10	1.02	0.498 3	25
棟叶吴茱萸 <i>Evodia meliaefolia</i>	8	0.82	0.496 0	26
粗榧 <i>Cephalotaxus sinensis</i>	8	0.82	0.311 6	29
短柱柃 <i>Eurya brevistyla</i>	6	0.61	0.200 6	30
马蹄参 <i>Diplopanax stachyanthus</i>	5	0.51	0.200 6	30
三花冬青 <i>Ilex triflora</i>	5	0.51	0.332 5	28
华西花楸 <i>Sorbus wilsoniana</i>	4	0.41	0.441 5	27
美脉花楸 <i>Sorbus caloneura</i>	4	0.41	0.642 0	24
东女贞 <i>Ligustrum japonicum</i>	2	0.20	0.156 2	32
刺叶冬青 <i>Ilex hylonoma</i>	2	0.20	0.091 6	34
新木姜子 <i>Neolisteia aurata</i>	1	0.10	0.015 3	37
阔叶十大功劳 <i>Mahonia bealei</i>	1	0.10	0.030 3	36
刺叶桂樱 <i>Laurocerasus spinulosa</i>	1	0.10	0.108 5	33
毛萼红果树 <i>Stranvaesia amphidoxa</i>	1	0.10	0.082 5	35
合计 Sum	981	100.00		

2.2 元宝山冷杉种内及其与伴生树种间的竞争

元宝山冷杉种内及其与主要伴生树种之间的竞争强度大小顺序为：元宝山冷杉种内>南方铁杉>杜鹃一种>红岩杜鹃>嘉宝山柳>大八角>红皮木姜>木莲>青冈栎>灯笼花>南方红豆杉>细柄莢叶五加>五尖槭>包果石栎>山桂花>青蛤蟆>清香木姜子>美丽马醉木>尾叶山>木姜叶冬青>南烛>细枝柃>山矾（表 2）。

元宝山冷杉在生长过程中，不断在种内发生竞争，并因此产生自疏现象。元宝山冷杉种内竞争强度随个体的增大而减小（表 3），由于林木自然稀疏而加大距离，种群调节而使个体间对光、热、水、土等资源的竞争性利用逐渐减弱，林木逐渐趋于均匀化而表现出各自相对的独立性。

表 3 元宝山冷杉种内竞争强度

Table 3 Intraspecific competition intensity for individual of *Abies yuanbaoshanensis*

径级 (cm) Diameter class	12~20	20~30	30~40	40~50	50~70
平均单株竞争指数					
Average competition indices for individual	1.243 8	0.814 0	0.388 7	0.333 0	0.139 9

种间竞争能力决定于种的生态习性和生态幅度，生态习性相近的种，当共享的资源不

足时，竞争相对激烈。由于种内个体间具有相同的生态习性和生态幅度，因而种内竞争比受任何一种伴生树种的竞争都要剧烈。当一个种处于其最适生态幅度时，具有最大的竞争能力。元宝山冷杉林内，南方铁杉是元宝山冷杉的主要伴生树种和竞争者，虽然南方铁杉作为竞争木的个体数不及杜鹃属一种、红皮木姜、红岩杜鹃、嘉宝山柳等种类，但南方铁杉与元宝山冷杉共同作为群落上层的优势种，经我们初步计算，重要值指数和生态位宽度均与元宝山冷杉不相上下，在群落中与元宝山冷杉共同占据主要的生境空间和资源。从元宝山冷杉群落主要林木种群联结关系研究得出，元宝山冷杉与上层林木共优种——南方铁杉生态习性相近，生态位重叠值达0.5188，两者正联结关系紧密， χ^2 检验达极显著程度($\chi^2=7.473$)（欧祖兰等，元宝山冷杉群落主要树木种群间联结关系研究，生态学杂志（待发表））。杜鹃、红皮木姜、嘉宝山柳等作为乔木层II、III亚层的种类，数量虽多对上层的元宝山冷杉尚无法直接构成竞争优势。

2.3 竞争强度与对象木胸径的关系及其预测结果

竞争能力受多种因素制约，除种的生态习性、生活型、生态幅度外，个体胸径的大小对竞争能力的影响很大。通过多种数学模型对结果进行回归分析，表明元宝山冷杉个体（对象木）胸径与竞争指数（CI）之间具有显著的相关关系，而更近似地服从幂函数关系，达到极显著水平（表 4，图 1），可用于预测（表 5）。

表 4 竞争强度与对象木胸径的回归模型参数
Table 4 Model and its parameters of CI and DBH of objective tree

模型 Model	元宝山冷杉与整个林分 <i>Abies yuanbaoshanensis</i> and forest			元宝山冷杉与伴生树种 <i>Abies yuanbaoshanensis</i> and other trees			元宝山冷杉种内 Intraspecific			显著性 Significance
	A	B	R	A	B	R	A	B	R	
$CI=A+B\cdot D$	6.5016	-0.1040	-0.6399	5.2925	-0.0823	-0.5929	1.2091	-0.0217	-0.4559	$\alpha=0.05$
$CI=A+B\ln D$	15.4511	-3.6470	-0.6739	13.2916	-3.1472	-0.6804	3.3054	-0.8256	-0.5215	$\alpha=0.05$
$CI=AD^B$	200.7762	-1.2704	-0.8090	114.6721	-1.1562	-0.7736	69.0061	-1.4842	-0.6272	$\alpha=0.05$

表 5 元宝山冷杉种内种间竞争强度预测
Table 5 Model prediction of interspecific and ietraspecific CI and DBH among *Abies yuanbaoshanensis* community

胸径 (cm) Diameter	7.5	10	15	25	35	40	45	55	65	75
元宝山冷杉与整个林分 <i>Abies</i> and forest	15.5251	10.7224	6.4358	3.3633	2.1935	1.8512	1.5939	1.2353	0.9990	0.8330
元宝山冷杉与伴生树种 <i>Abies</i> and other trees	11.1612	8.0031	5.0080	2.7743	1.8802	1.6112	1.4061	1.1949	0.9191	0.7790
元 宝 山 冷 杉 种 内 Intraspecific	3.4683	2.2630	1.2397	0.5809	0.3525	0.2891	0.2427	0.1802	0.1407	0.1137

从表 5 的预测结果可以看出，元宝山冷杉种内、种间竞争强度随对象木个体增大而减小，当对象木胸径增大到一定程度（35~40cm）后，竞争强度变化不大。元宝山冷杉个体

在生长发育初期阶段,由于个体小,林冠处于被压状态,为了抢夺生存空间,而与周围竞争木发生剧烈的竞争。随着个体生长发育,个体的竞争能力逐渐增强,到了成熟阶段,个体处于主体层与周围竞争木和谐相处,各自占据自己的生存营养空间,以使其自由生长,因而个体(种)之间的竞争减弱。

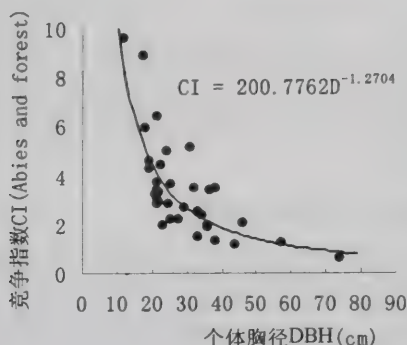


图 1 元宝山冷杉个体胸径与竞争强度(种间种内竞争指数和)关系图

Figure 1 The relationship between DBH of objective tree and competition indices in

Abies yuanbaoshanensis community

3 结论与讨论

元宝山冷杉林是一个异龄林,其群落内的竞争不象同龄林那么简单。元宝山冷杉的竞争能力除决定于其固有的生态习性、生态幅度、生活型外,还受其个体大小、生长速度等现实因子的影响。从个体水平研究植物间的竞争强度能准确反映群落内个体的竞争状况。

元宝山冷杉林的种内竞争强度大于种间竞争强度,在对元宝山冷杉种群动态的影响中,自疏作用大于他疏作用。竞争指数与对象木的大小存在显著的负相关关系,幂函数关系的相关系数要高于直线回归方程。

从预测结果可知,当对象木的胸径达到 35~40cm 后,竞争强度变化不大,竞争木对它的竞争很小,根据元宝山冷杉群落及种群的特点,提出有效的保护和合理经营元宝山冷杉的建议:(1)若要有效保护元宝山冷杉种群,必须使之与南方铁杉、杜鹃等树种混生,方有利于其种群的延续和扩展;(2)若要获得高产量的木材,在冷杉个体胸径达到 35cm 之前,必须适当进行人工抚育和经营管理,此举将有利于冷杉个体的生长发育。

对于人工林中树木个体生长的竞争效应模型,有学者在 Hegyi 单木竞争指数基础上提出了改进模型,基于不同树种在竞争程度和方式上的差异,分别考虑了来自不同树种、外圈(6m 以外的竞争木)和内圈(6m 内的竞争木)等因素,使模型的回归优度有较大提高(Wang 等, 2000; Wu 等, 2000)。竞争指数同各种林分指标一样,也是对林分结构的度量,对于树木个体来说,其生长与周围的局部结构是直接相关的,如果一个空间竞争指数通过竞争模型能够与树木的生长建立密切的相关关系的话,就能成为对树木个体与其相邻树木之间的竞争程度的间接度量。然而,对于象元宝山冷杉这类极度濒危的物种,其群落

组成多样、结构复杂,分别考虑各树种的竞争指数分量、准确测定材积生长量显得十分困难, Hegyi 竞争模型仍不失为一种简便可行的方法。

参考文献

- 傅立国主编. 1992. 中国植物红皮书 (第一册). 北京: 科学出版社
- 黄仕训, 王才明, 王燕. 1996. Preliminary study on phytoecological characters of *Abies yuanbaoshanensis* community. 广西植物, 16 (3): 239~246
- 金则新. 1997. Preliminary study on the intraspecific and interspecific competitions of *Gordonia acuminata* in its community. 植物研究, 17 (1): 110~118
- 李先琨, 黄玉清, 苏宗明. 2000. Distribution pattern and its dynamics of *Taxus chinensis* var. *mairei* population on Yuanbaoshan mountain. 应用生态学报, 11 (2): 169~172
- 马建路, 李君华, 赵惠勋, 宣立峰. 1994. A quantitative study on interspecific and intraspecific competition for Korean pine in old growth Korean pine forest. 见祝宁主编. 植物种群生态学研究现状与进展. 哈尔滨: 黑龙江科学技术出版社, 147~153
- 潘百明, 覃干超. 1998. A preliminary study on the structure and dynamics of *Abies yuanbaoshanensis* population. 广西师范大学学报自然科学版, 16 (2): 86~91
- 王政权, 吴巩胜, 王军邦. 2000. Application of competition index in assessing intraspecific and interspecific spatial relations between manchurian ash and dahurian larch. 应用生态学报, 11 (5): 641~645
- 吴巩胜, 王政权. 2000. Individual growth-competition model in mixed plantation of manchurian ash and dahurian larch. 应用生态学报, 11 (5): 646~650
- 谢强, 覃干超, 黄家林. 1998. An analysis of the chief tree populations of the *Abies yuanbaoshanensis* community. 广西师范大学学报 (自然科学版), 16 (2): 79~85
- 张越西. 1993. Application and improvement of the neighborhood interference model. 植物生态学与地植物学学报, 17 (4): 352~357
- 邹春静, 徐文铎. 1998. Study on intraspecific and interspecific competition of *Picea mongolica*. 植物生态学报, 22 (3): 269~274
- 于永福. 1999. 中国野生植物保护工作的里程碑——《国家重点保护野生植物名录 (第一批)》. 植物杂志, (5): 3~11
- Bi, H. 1996. Competition in mixed stands of *Pinus radiata* and *Eucalyptus obliq.* J Appl Ecol. 33 (1): 87~99
- Ford, E. D. and K. Sorrensen. 1992. A theory and models of inter——plant competition as a spatial process. In: DeAngelis D L, Louis JG eds. Individual-based Models and Approaches in Ecology. New York: Chapman & Hall, 363~407
- Harper, J. L. 1977. Population biology of plants. London: Academic Press
- Weiner, J. 1984. Neighborhood interference amongst *Pinus rigida* individuals. J Ecol, 72 (1): 183~195

A Quantitative Study on Intraspecific and Interspecific Competition in *Abies yuanbaoshanensis* Community

Li Xiankun Ou Zulan Ninu Shijiang Su Zongming
Tang Runqing Li Ruitang

(Guangxi Institute of Botany, Guangxi Zhuang Autonomous Region and
The Chinese Academy of Sciences, Guilin 541006)

Abstract *Abies yuanbaoshanensis* was a Guangxi endemic and endangered evergreen conifer, listed in the Red Data Book of plant in P. R. C., with less than 900 individuals remaining on the earth. Five plots were established in Yuanbaoshan Mountain Nature Reserve, and field data were obtained by the quadrat method. By using Hegyi's competition index model for individual trees, the intraspecific and interspecific competition in *Abies yuanbaoshanensis* community was investigated. The results showed that intraspecific competition of *Abies yuanbaoshanensis* was more intensive than interspecific competition with other trees. The competition intensity of competitive trees against objective trees and the size of objective trees fit power function, and competition intensity decreased with the increment of the size of objective trees. While DBH of objective trees grew up to 35~40cm, the competition index was changeless. The model could simulate and predict the intraspecific and interspecific competition in *Abies yuanbaoshanensis* community.

Key words *Abies yuanbaoshanensis*, Intraspecific competition, Interspecific competition, Competition index

鼎湖山自然保护区的动物多样性及其保护

徐国良 黄忠良 欧阳学军

(中国科学院华南植物研究所鼎湖山树木园, 广东肇庆 526070)

摘要 鼎湖山属震旦纪华夏陆台部分的丘陵低山,是北回归线附近难得的一块绿洲。据研究,鼎湖山的动物多样性丰富,特色性强,早在更新世地质时期此地就有丰富的华南区“大熊猫—剑齿象”动物类群。随着历史的演变,其中的动物类群已发生了很大的变化。据调查,本区现计有兽类 38 种,鸟类 178 种(其中属于国家保护的有鬣羚、穿山甲、白鹇等 8 种);蝶类 117 种,蛾类 58 种,蝗类 39 种,猎蝽科 23 种,白蚁 15 种等。与生境类型相适应,鼎湖山的动物也具有明显的热带向亚热带过渡特征,同时其分布格局与植被类型和人类干扰程度密切相关。由于各种因素的干扰,尤其是人类活动的影响,一些大、中型兽和主要经济动物濒于灭绝或种群数量锐减,而鼠类等小型动物有逐年增多的趋势。因此,有必要制定一系列措施以有效地保持区内动物的多样性,保护好这一珍贵的动物种质资源库。

关键词 鼎湖山 动物多样性 组成变化 保护

1 鼎湖山保护区的自然地理情况

鼎湖山自然保护区位于广东省中部肇庆市境内,在北纬 $23^{\circ}09'21''\sim 23^{\circ}11'30''$,东经 $112^{\circ}30'39''\sim 112^{\circ}33'41''$ 之间,在地理上位于欧亚大陆东南部,东濒太平洋,南临印度洋,气候温和,雨量充沛,摆脱了回归干燥带的影响,形成了特有的繁茂森林景观,成为世界上最大的沙漠、半沙漠地带上的—颗明珠。

优越的气候条件在森林植被及其种群组成上也得到了反映。在这里,全区森林覆盖率 80%上,其中主要是季风常绿阔叶林,它是中国亚热带具有热带和亚热带过渡特征的森林类型,也是该区的典型地带性植被;其次为具热带植被特征的沟谷雨林和属亚热带类型的常绿阔叶林;此外还有马尾松林,马尾松、阔叶树混交林,灌木草丛及其他各种人工林。鼎湖山现有高等野生植物 267 科 877 属 1956 种。木本植物计有 112 科 371 属,在所有植物中占有很高的比例,形成了山高林密的景观。由于大气湿度较大,尤其是在沟谷雨林中,藤本植物、附生植物非常繁盛,苔藓、蕨类植物盖度极大。

2 鼎湖山动物的多样性

2.1 历史资料

在生物进化过程中,晚古生代华夏地理区由于处于温湿的气候环境和浅海之中,形成了繁盛的生物群。中生代至新生代第三纪,南岭以南地带继续保持热带气候条件,成为裸子植物和被子植物形成和发展的中心,爬行类和哺乳类动物也迅速发展起来。第四纪冰川

期,这一带成为喜温喜湿生物的避难所,结果更促进了生物物种的繁荣及多样化。邻近七星岩地区已发现更新世哺乳动物化石 7 目 24 属 32 种,它们是华南区“大熊猫—剑齿象”动物群的常见种类,包括著名的大熊猫、东方剑齿象、中国犀等(蒋志刚等,1997;刘振河,1982;周宇垣等,1981)。1978 年,暨南大学的郑慈英教授在鼎湖山采到双带鱼鳃(秦耀亮,1985),这种罕见的热带两栖类的存在,充分证明鼎湖山地区生物发展的历史悠久且曾处于典型的热带地区。虽然经过长期的演变,现在动物类群的组成发生了很大变化,但直到 20 世纪 50 年代,鼎湖山地区仍有华南虎、鹰等大型顶级动物类群存在,它们标志着当地动物类群的丰富多样。

2.2 种类组成

据已有的调查统计结果,在鼎湖山 1 154hm² 的范围内,共有各类动物 35 个目(亚目)、198 科、1 103 种、其中昆虫纲 84 科 771 种,分别占总数的 42.4%和 69.9%;蛛形纲 39 科 59 种,占 19.7%和 5.3%;鸟纲 43 科 196 种,占 21.7%和 17.8%;其他各类动物共 18 科 39 种,占 9.1%和 3.5%。可见节肢动物门的种类占了很大比例,共有 123 科 830 种,分别占总数的 62.1%和 75.2%;其次为脊椎动物门,共有 57 科 235 种,占总数的 28.8%和 21.3%。昆虫在所发现的动物种类中所占比例最高,鸟类的种类也相当丰富,爬行纲与两栖纲的种类则较少,

2.3 成因分析

鼎湖山的动物类群十分丰富,主要原因有三:①动物作为植物直接或间接的消费者,其种类必然会随着植物的多样化而丰富起来。鼎湖山的自然植被类型有 8 种,从灌木草丛到沟谷雨林景象万千,其内分布着野生高等植物 1 956 种。这样,就为各类动物提供了广泛的食物来源和优良的栖息场所,形成类目众多动物的生活、繁衍基地。②保护区周围地区人类活动日趋频繁,土地开发愈演愈热,使鼎湖山保护区成为动物的“安全岛”。尤其是鸟类的种类与数量逐年增多,1980 年以前只有 177 种,现在已增加到 196 种。③由于鼎湖山处于热带和亚热带的过度地带,热带和亚热带的种类都能在这里繁衍生息,因此,这里汇聚的物种较多,兽类如,红颊獾、棕果蝠等是热带类型,而穿山甲、小灵猫、果子狸等则是亚热带地区常见种类。

最后需要指出的是:首先,由于鼎湖山的大型动物,尤其是哺乳动物体型较大,且多有较高的经济价值,在建保护区以前,一直遭到狩猎破坏,种类和数量都大受影响,而且鼎湖山的面积较小,不能满足大型动物对活动范围的需要,所以鼎湖山的大型动物数量较少;其次,鼎湖山地区的动物物种编目工作尚未完成,现已知的物种主要集中在昆虫纲等两、三个类群内,对其他类群则知之甚少,即使在昆虫纲,也只调查了 34 目中的 8 个目,而蛛形纲作为动物界第二大纲,才记录了 59 种且分布于 39 个科之中。因此,鼎湖山仍有大量的动物种类有待发现。

3 鼎湖山动物的区系特征

3.1 原始物种较多

由于鼎湖山地区在各个地质年代中环境都比较稳定,因此保存了大量原始的物种,如原尾虫、石蛎等。两栖类由于仍未能脱离水生生活,还不算真正的陆生动物,但它是能在陆地生活的最早的脊椎动物,代表了生命由水生至陆生的过程,在生物进化史上有重要意

义。鼎湖山现有无尾类和有尾类两栖动物共 2 目 7 科 12 种, 尤其具有意义的是 1978 年和 1984 年两次采到双带鱼螈活体(秦耀亮, 1985)。因为鱼石螈是最原始的两栖类动物, 所以, 这可以充分地证明鼎湖山动物分化发展的历史悠久, 以致形成现在的多样性格局。

3.2 热带亚热带种类占优势

鼎湖山的动物区系具有热带、亚热带特色。以鸟类为例, 其种类的 20.7% 为广布种, 5.4% 为古北种, 而东洋界种类达 74% (廖维平, 1982)。另外, 已知的 85.9% 的蟋科昆虫、90% 左右的果蝇都属热带、亚热带种类(陈振耀, 1986; 彭统序等, 1990)。但总体上来说, 鼎湖山的动物区系偏向亚热带性, 如兽类, 典型的热带兽类只有红颊獭、棕果蝠等个别种类, 绝大多数是亚热带地区的常见种类, 象穿山甲、鼬獾、小灵猫、果子狸、赤鹿、豪猪、板齿鼠、黄毛鼠等(蒋志刚等, 1997; 刘振河, 1982; 周宇垣等, 1981)。

4 鼎湖山动物的生态分布

由于生物对栖息环境的特殊要求, 因此即使是同一类动物, 它们的生活环境也可能相距甚远。现将本区的自然环境大略分为几类并简单介绍其中的动物类群。

4.1 低山沟谷天然林区

植被类型为沟谷雨林、常绿阔叶林。在这里, 无论是植物种类, 还是其群落层次结构都表现出高度的多样化, 尤其是木本植物所占的比例高达 50%, 冠层重叠, 树上有树, 树上有藤, 藤上有藤, 附生植物遍布, 四季花果不断。同时, 由于林冠的盖幕作用, 使林内湿度大, 温差较小。如此优良的栖息环境自然具有丰富的动物群落。常见的鸟兽有大拟啄木鸟、黑喉噪鹛、白鹇、棕颈钩嘴鹛、黑领噪鹛、黑脸噪鹛、画眉、穿山甲、小灵猫、白腹巨鼠、针毛鼠、鼬獾、红颊獭、果子狸、豹猫、鬣羚等; 爬行类的环纹游蛇、广东金龟、繁花蛇和紫沙蛇及两栖类的棘胸蛙等也较常见。其中许多种类, 如穿山甲、鼬獾、小灵猫、果子狸、大拟啄木鸟、黑喉噪鹛等为热带亚热带特有种, 这与此区植被的热带亚热带特色是相适的。

4.2 丘陵山地次生林区

以针阔叶树种混生为特征, 属针阔叶混交林, 也包括一些人工植被带。该区原有的天然林被破坏后, 种植了马尾松等树种, 由于封山育林, 随着森林植被的自然演替, 松林中出现了大量阔叶树, 以致形成现在的林地格局。因为植物种类较少, 结构简单, 盖幕作用弱, 林内环境特点是光强、高温、低湿, 气候变化大。所以这里的动物种类较少, 相对单一, 以草食和杂食性物种为主。其中以社鼠数量占优; 偶蹄目的赤鹿数量也比较多; 常见的鸟类以喜阳、适于在稀疏林地活动的为主, 如红耳鹎、白头鹎、白喉红臀鹎、棕背伯劳、红嘴蓝鹛、褐翅鸦鹟、小鸦鹟、白眶雀鹛、灰喉山椒鸟等; 爬行类有鬣蜥、灰鼠蛇和滑鼠蛇等。

4.3 保护区外围农耕区

包括保护区外围残次林木区和广阔的农业耕作区。这里的自然景观和植被单纯, 农业活动频繁, 完全体现了人类干扰下形成的动物群落模式。哺乳动物以鼠类为主, 其中黄毛鼠、板齿鼠、褐家鼠和小家鼠为优势种; 常见的鸟类都与渔业关系密切, 如鹭科、翠鸟科及秧鸡科、鸬鹚科、棕鸟科等; 爬行类以渔游蛇、草游蛇、滑鼠蛇和眼镜蛇为多; 而在农田、沟渠、池塘中则活跃着虎纹蛙、泽蛙、沼蛙和黑眶蟾蜍等常见的两栖类动物。

4.4 山地山顶灌木草丛区

指一些地势较高,土层浅薄,常有岩石碎块分布,以灌木草丛植被为主的区域。这里地形开阔,光照充足,多云雾,气候温凉多湿。由于食物来源少,又缺乏合适的栖息环境,再加上气温常年要比其他区域低 6°C 左右,所以动物种类很少,偶尔可见赤鹿、小灵猫、针毛鼠等兽类;有一些小型鸟类,如灰头鹡鸰、栗头凤鹛、金翅和红头山雀等也会在此地活动。

5 鼎湖山动物类群的变化

据邻近七星岩地区化石研究的结果,更新世时期此地区的哺乳动物属“大熊猫—剑齿象”动物群,其中包括著名的大熊猫、东方剑齿象、中国犀、中国獾、熊等,但经过数百万年,到20世纪50年代,这些动物都已绝迹,只有华南虎、猴类、各种鹿科动物继续在此生活(蒋志刚等,1997;刘振河,1982;周宇垣等,1981)。然而近50年来,人类干扰的加剧更加速了本地区动物类群的变化。以鸟类为例,在20世纪60年代初常见的绿背金鸠、星头啄木鸟等近几年来已不再发现;60年代曾采获标本或有记录的朱背啄木花鸟、红尾水鸲、丘鹇和骨顶鸡等近年来已经罕见;但原来在该地区未有记录的绿鹭、黑鸬、凤头鹑隼、凤头鹰等在这几年均采获标本(廖维平,1982)。不过,总的变化趋势是大多数动物,尤其是中、大型兽类的种类和数量都大大减少甚至消亡了。

鼎湖山动物类群的兴衰、演替主要受以下几种因素的影响。首先是地质环境的变化,因为一直到白垩纪末第三纪初南岭一带仍处于北回归线以南,即处于热带的气候环境之中。但随着欧亚大陆北漂,气候偏寒,亚热带区系的动物类群逐渐在此地占优势地位。这点,无论是从森林植被类型还是从各种动物类群的种类组成都可以明显表现出来。其次,由于近、现代工业文明的发达,已对大气、土壤、水体等造成了严重的污染和破坏,一些适应性比较差的动物类群纷纷灭绝,而一些对生活环境要求不严的动物却繁盛起来。例如,近年来,在其他哺乳类动物纷纷减少的情况下,鼎湖山啮齿类的黄毛鼠、板齿鼠、褐家鼠等的数量却大量增加,给农林业造成较大的损失。再次,人们直接作用造成了某些动物种类及数量的急剧变化。其中可包括三方面:第一,对植被类型的改造,如原来的阔叶林被采伐代以针叶林或经济林,使原来适于在荫蔽条件下生活的物种减少。第二,旅游区人们游览活动的足迹所至或烧香拜佛产生的烟雾对许多动物有驱避作用,使之迁移原栖息地直至绝迹。第三,人们目无法纪地乱捕滥猎造成了多种大、中型兽类覆灭的命运。据粗略统计,仅文化大革命期间,本区的珍稀动物——鬣羚3头、赤鹿100头以上、果子狸200头以上遭到猎杀。还有许多专门捕捉穿山甲、大头平胸龟、中华鳖、棘胸蛙、白鹇的猎人,经他们多年跟踪追击,保护区内的珍贵动物及主要经济动物数量大量减少(蒋志刚等,1997;刘振河,1982;周宇垣等,1981),由于生物链的作用,这些中间物种的损失使鼎湖山动物资源的多样性面临严峻的考验。现在,保护区的地位已重新确立并得以加强,多种动物的种群数量逐渐上升,如白鹇已接近恢复其自然种群。

6 鼎湖山动物多样性的保护

鼎湖山是世界上最大的沙漠、半沙漠地带上的一块绿洲,由于环境的特殊性,其中生活着许多特异性的物种。同时,在漫长的地质年代,鼎湖山一带一直处于比较稳定的温湿

的气候环境中,成为喜温喜湿的节肢类、两栖类、爬行类、鸟类、哺乳类等动物进化发展的中心之一。保存这里的动物资源库并对其进行深入研究,必将对中国乃至世界范围内生物多样性的保护及动物演化规律和进行机制的了解作出重要贡献。

为了有效地保护鼎湖山这个宝贵的动物种质资源库,现提出以下几条保护措施:

6.1 加强保护区建设

加强保护区的建设其中最主要的是要考虑扩大现有的自然保护区范围。众所周知,生境破碎化是当今世界威胁物种生存的主要因素之一。现在,各生境斑块之间的距离越来越大,斑块的面积越来越小,一旦物种在局部斑块灭绝,仅靠个体在斑块间自由迁徙,很难恢复重建种群(吴厚水等,1982)。鼎湖山自然保护区本来面积狭小,周围农业生产及其他各种经济活动却日益加剧,不用说大、中型兽类越来越缺乏回旋余地,一些小型动物也有在人类活动影响的重压下消亡的趋势。因此扩大保护区的范围已迫在眉睫。可考虑选择与鼎湖山环境条件近似的南昆山、坪天嶂、多禽嶂等地作为鼎湖山动物类群的辅助观察点,建立保护区之间的生境走廊,减少破碎效应,以弥补鼎湖山保护区面积狭小的不足。

6.2 开展研究

在全面建立鼎湖山动物资源现状的评估体系的基础上,深入开展濒危种、稀有种、经济种、生态系统中的优势种、关键种的生物学、种群生殖、种群遗传结构等的研究。这样,就能及时保存某些濒临灭绝的种质资源,同时积极开展濒危种、经济种的人工繁育工作,补充其自然种群数量的不足,增强其繁衍能力,还可满足人们对其制品的需求,减少滥捕现象。这项工作有成功的先例:白鹇是国家Ⅱ级保护动物,被誉为广东的省鸟,由于遭到大肆捕杀,其种群数量急剧下降。于是从1987年开始,经过8年的观察研究,终于成功地研究出了一套规范化的养殖技术,缓解了人类对野生白鹇资源的压力。

6.3 强化、完善动物保护法规

《环境保护法》、《野生动物保护法》、《自然保护区管理条例》是保护生态环境、保护珍稀濒危动物的法律依据。依法行事,结合惩罚性措施迫使人们停止破坏野生动物的行为是见效较快的保护行为。可以通过建立森林警察队伍,严格控制保护区内的各种人类活动,除经有关部门批准外严禁任何人进入核心区,一旦发现有违法的狩猎活动就进行严厉打击,这样才能保持保护区的原始风貌及其中动物资源多样性的长盛不衰。

6.4 广泛开展公众教育工作,提高人们的动物保护意识

公众教育是野生动物管理学的内容之一,因为只有得到公众的理解和配合,改造野生动物栖息地以及控制狩猎量等管理措施才能得以完全实施。同时,目前保护区普遍存在管理人员缺乏、资金紧张的情况,完全靠强制性措施约束人们的狩猎行为,效果往往不甚理想。具体可以通过各种媒介准确、生动地宣传动物资源保护利用的重要性;向公众普及人与自然协调发展的科学思想、科学方法和科学知识;还可利用旅游区的优势,开展各种形式的科普旅游服务,如制作有动物特色的纪念品、与动物保护有关的声像制品等。要注重科学性与趣味性相结合,让公众主动地接受动物保护教育。

参考文献

- 陈振耀. 1986. 鼎湖山蜻科昆虫及其区系. 热带亚热带森林生态系统研究, 4: 73~78
- 蒋志刚, 马克平, 韩兴国主编. 1997. 保护生物学. 杭州: 浙江科学技术出版社
- 廖崇惠等. 1989. 鼎湖山森林土壤动物研究 1: 区系组成及其特征. 热带亚热带森林生态系统研究, 5: 83~96
- 廖维平. 1982. 鼎湖山鸟类调查. 热带亚热带森林生态系统研究, 1: 209~230
- 李耀泉等. 1984. 鼎湖山常见昆虫调查初报. 热带亚热带森林生态系统研究, 2: 69~81
- 刘振河. 1982. 鼎湖山兽类调查. 热带亚热带森林生态系统研究, 1: 201~208
- 彭统序等. 1990. 鼎湖山果蝇之研究 II: 果蝇的种类构成和主要类群的季节数量消长. 热带亚热带森林生态系统研究, 6: 61~74
- 秦耀亮. 1985. 鼎湖山发现双鱼蛭 (简报). 热带亚热带森林生态系统研究, 3: 96
- 吴厚水等. 1982. 鼎湖山自然地理特征及其动态分析. 热带亚热带森林生态系统研究, 1: 1~10
- 周放. 1986. 鼎湖山森林繁殖鸟类群落的研究. 热带亚热带森林生态系统研究, 4: 79~92
- 周宇垣等. 1981. 鼎湖山地区的陆栖脊椎动物. 见廖翔华 (主编). 广东省动物学论文集. 广州: 广东省动物学会, 48~60

Diversity and Conservation of Fauna in Dinghushan Biosphere Reserve

Xu Guoliang Huang Zhongliang Ouyan Xuejun

(Dinghushan Arboretum, South China Institute of Botany, The Chinese Academy of Sciences, Zhaoqing, Guangdong, 526070)

Abstract Dinghushan Biosphere Reserve is a green pearl at the Tropic of Cancer with various vegetation types distributing from tropics to subtropics. Based on long and intermittent investigation, it is clear that the fauna diversity is rich in Dinghushan. There are 38 species of mammals, 117 species of butterflies and more than 170 species of birds. Adapting to the habits, fauna community structures are different in different vegetation types. The creatures are of characteristics of tropics or subtropics. The communities of animals change continually due to the disturbance from human being. Some vertebrates have been extinct or endangered. So it is necessary to adopt critical methods to protect the rich resource of fauna in Dinghushan.

Key words DHSBR, Fauna diversity, Composition change, Conservation

生态系统多样性

生态系统服务与自然资本价值 评估研究进展*

^{1, 2} 张志强 ¹ 徐中民 ¹ 程国栋

(1 中国科学院寒区旱区环境与工程研究所冻土工程国家重点实验室, 兰州 730000)

(2 中国科学院资源环境科学信息中心, 兰州 730000)

摘 要 生态系统服务是生态系统提供的商品和服务, 是地球上一切生命的生命支持系统, 是人类生存和发展的物质基础和基本条件, 是人类拥有的关键自然资本。本文概述了生态系统服务的内涵及类型, 介绍了当前国际上有关生态系统服务及自然资本的价值理论、价值评估的各种方法及其适用范围和优缺点。综述了近十年来特别是近几年来国内外生态系统服务与自然资本价值评估研究的主要进展, 指出了这方面研究中存在的主要问题及其难点, 分析了这方面研究的主要趋向和重要意义。本文认为生态系统服务及自然资本的价值评估研究是建立生态—环境—经济综合核算体系(可持续发展核算体系)的重要内容和关键环节, 开展对生态系统的生态经济综合研究是生态系统服务价值评估研究的基础, 完善生态系统服务及自然资本的价值评估的理论 with 经济技术方法是生态系统服务价值评估研究亟待解决的问题。

关键词 生态系统服务 自然资本 价值理论 价值评估 可持续发展 生态经济学

1 可持续发展与生态系统服务的价值评估研究

地球上的生物圈及生态系统是一种复杂的生命支持系统, 是人类赖以生存和发展的物质基础。生态资产是人类所拥有的关键性自然资本, 它们对人类的福利和生存都是至关重要的。随着世界人口的巨增和人类经济活动强度和规模的持续加大, 人类的经济活动对地球生态系统的影响达到了空前的程度, 已直接威胁到人类的生存环境和地球的生物多样性(图1)(Vitousek 等)。

自然环境是人类生存的惟一家园, 自然生态系统向人类提供着人类所需的一切资源和环境条件。除了人们早已了解的实物型生态产品如各种食物、工农业生产用品(木材、薪柴、药材、饲料等)外, 生态系统以其巨大的生物多样性还向人类提供着更多类型的非实物型的生态服务, 由于这些非实物型生态服务往往间接影响人类的经济生活, 其经济价值并不能通过商业市场反映出来, 因难以量化和反映其价值而往往被忽视。但这些非实物型生态服务却占生态系统提供的服务的绝大部分, 它们为人类带来了巨大的福利, 有着巨大

*中国科学院知识创新工程项目“黑河流域水—生态—经济系统综合管理试验示范”(KZCX1-09-04)和“西部生态环境演变规律与水土资源可持续利用研究”(KZCX1-10-07)资助

的经济价值。Pearce 等（1993）认为可以用货币度量一个国家和地区的总资本存量，以此为依据判断其发展是否具有可持续性。除可持续发展要求总资本存量不减少外，还要求传递给后代的自然资源的总存量不少于现有存量（Pearce，1993）。

在市场主导下的经济和社会生活中，人类在对生态系统的开发利用中往往只注重生态系统服务的直接使用价值（即市场价值），而忽略其生态效益及其价值（间接使用价值和非使用价值），因而在决策中常常不考虑经济活动中生态系统和生态服务的权重，缺少对生态系统的应有保护和投入。由于人类对生态系统的服务功能及其巨大效益的不了解或忽视，使人类在对自然资源的开发利用过程中存在着短期行为，导致了对生态环境的严重破坏，最终对生态系统的服务功能造成损害，使生态系统向人类提供的福利减少，直接威胁到人类可持续发展的生态基础。

地球生物圈 II 号试验的经验表明，现代科学技术可以对生态系统的结构和功能产生巨大影响，但在目前条件下，人类无法再造和替代地球生态系统向人类提供巨大的服务功能和福利。因此，人类的可持续发展必须建立在保护地球生命支持系统、维持生物圈的可持续性和维持生态系统服务功能的可持续性的基础上。人类社会的可持续发展从根本上取决于生态系统及其服务的可持续性。

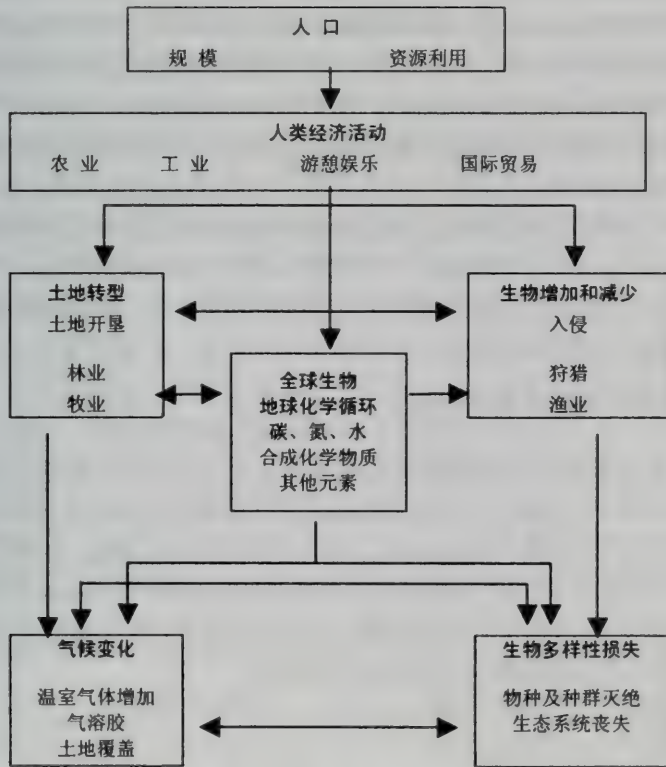


图 1 人类直接和间接影响地球生态系统概念模式图

自然对维持生命所做的贡献到底有多大价值？从某种意义上讲，这种贡献的价值是无法估量的。如果没有肥沃的土地、淡水、可供呼吸的空气以及可预测的气候，全球的经济

会很快崩溃。但这“无法估量”在指导土地利用和政策制定方面往往等于“零”。因此,需要用更为具体的数字来帮助决策者避免作出非可持续性的经济决定,以免既破坏自然环境,又破坏良好的生态系统对人类所做的贡献。

近年来,随着可持续发展研究的深入和人类为实现自身可持续发展的需要,以及人类对生态系统结构和功能认识的深入,人们日益认识到,只有深入研究生态系统服务的效益,量化其经济价值,并将生态系统服务的经济价值核算纳入国民经济核算体系,才能充分反映和“显化”生态系统为人类所提供的巨大经济价值,促进自然资本开发的合理决策,避免损害生态系统服务的短期经济行为,有利于生态系统的保护并最终有利于人类自身的可持续发展。

1992年联合国环境与发展大会通过的《21世纪议程》明确提出开展对生态系统价值和自然资本的评估研究,“提倡对树木、森林和林地所具有的社会、经济、生态价值纳入国民经济核算制的各种方法,建议研制、采用和加强核算森林经济和非经济价值的国家方案”(联合国环境与发展大会,1992)。

1994年《中国21世纪议程》提出“研究并试行把自然资源和环境因素纳入国民经济核算体系,使有关统计指标和市场价格较准确的反映经济活动所造成的资源和环境的变化。”“进行自然资源核算的研究与试验,并分析将其纳入国民经济核算体系的可能性。……研究的主要目标是建立资源核算的理论,提出资源评估和定价方法,分析国内有关的资源价格以及国际上同类资源的可比价格,最后提出如何把资源核算纳入国民经济核算体系的方法以及自然资源的价格政策。……逐步建立一个新的综合核算体系,促进更加合理和经济地使用自然资源。”“综合的经济和环境核算体系至少包括一个自然资源卫星帐户体系”(国家科委,国家计委等,1994)。

由于生态系统服务与自然资本经济价值的定量评估的理论和方法是建立生态环境与经济综合核算体系的基础,是可持续发展的必然要求,近十年来特别是近几年来,已成为国内外可持续发展评估研究的重要内容和焦点,成为当前生态学与资源经济学、环境经济学和生态经济学研究的交叉前沿领域。

2 生态系统服务的内涵及其类型

人类早就意识到了生态系统对人类生存和发展的重要作用。但关于生态系统服务功能或环境服务功能的研究却始于20世纪70年代。Westman(1997)提出“自然的服务”(nature's services)的概念及其价值评估问题(Westman, 1997),到1997年Daily主编的《自然的服务——社会对自然生态系统的依赖》(Daily等, 1997)的出版及Constanza等的文章《世界生态系统服务与自然资本的价值》(Costanza等, 1997)的发表,标志着生态系统服务的价值评估研究成为生态学和生态经济学研究的热点和前沿。

地球生态系统——陆地生态系统和海洋生态系统——给人类提供着广泛的生活必需品和服务,这种“生态服务”包括(Westman, 1997; Daily等, 1997; Costanza等, 1997; Lubchenco, 1998):空气和水的净化;旱涝的缓解;废弃物的去毒和分解;土壤及其肥力的形成和更新;农作物和天然植物的授粉;农作物大量潜在害虫的控制;种子的传播和养分的循环;生物多样性的维持;农业、医药、工业的关键生产要素的提供;太阳有害紫外线的防护;气候的局部稳定;极端温度、大风和大浪的调节和抑制;人类多样性文化的支

撑：人类审美和益智需求的满足等。它们是地球上所有生命的生存支持系统。生态产品和服务是我们理解生物多样性、气候、土地转型、平流层臭氧、水、氮的变化对人类的中长期影响的关键，因为人类的福利和繁荣依赖于生态系统的多样性和调节作用（Lubchenco，1998）。

生态系统提供的商品（如食物、木材等）和服务代表着人类直接和间接从生态系统得到的利益。Constanza 等（1997）将生态系统提供的商品和服务统称为生态系统服务（ecosystem service）。Cairns（1997）认为生态系统服务是对人类生存和生活质量有贡献的生态系统产品和生态系统功能（Carins，1997）。因此，生态系统服务可分为两大方面，即生态系统提供的人类生活必须的生态产品和保证人类生活质量的生态功能。生态系统服务包括来自自然资本的物流、能流和信息流，它们与人造资本和人力资本结合在一起产生人类的福利。生态系统服务是生态系统功能的表现，但生态系统服务与生态系统功能并不一一对应，在某些情况下，一种生态系统服务是两种或多种生态系统功能所共同产生的；在另一些情况下，一种生态功能可以提供两种或多种服务（Costanza 等，1997）。

Constanza 等（1997）将全球生物圈分为远洋、海湾、海草/海藻、珊瑚礁、大陆架、热带森林、温带/北方森林、草原/牧场、潮汐带/红树林、沼泽/洪泛平原、湖泊/河流、沙漠、苔原、冰川/岩石、农田、城市等 16 个生态系统类型，并将生态系统服务分为 17 个类型（表 1），是目前最有影响的对生态系统服务类型的研究结果。最近的一些研究均以此生态系统服务分类方案开展对生态系统服务价值的评估（Seidl 和 Moraes，2000；陈仲新等，2000）。

生态系统的开放性使得生态系统服务（特别是其生态效益）具有无偿性和外部性，使全人类受益。保持一定的面积和生物多样性水平，不仅是各类生态系统自我维持的关键，也是自然生态系统提供生态系统产品和生态功能服务的基础和前提。随着人类活动范围和强度的日益扩大，地球上的生态系统都难以保持自然状态，直接影响到自然生态系统服务的正常提供。为了得到足够的生态系统服务，人类只有部分地依赖人工生态系统提供的服务。在大多数情况下，人工管理的生态系统能够更为有效地提供某种生态系统服务，但其尺度、时段往往是有限的。自然生态系统不仅可以同时提供多项服务，而且是最有效、最廉价、最持久的生态服务的提供系统，其生态服务并不能由技术轻易地取代。

表 1 生态系统服务与生态系统功能的类型（Costanza R et al. 1997）

序号	生态系统服务	生态系统功能	举 例
1	气体调节	调节大气化学组成	CO ₂ /O ₂ 平衡，O ₃ 对 UV-B 的防护，SO _x 的浓度水平
2	气候调节	调节区域或全球尺度上的温度、降水及其他生物参与的气候过程	调节温室气体，生成影响云的形成的 DMS
3	扰动调节	生态系统对环境扰动的容量、抑制和整合响应	主要由植被结构控制的生境对环境变化的响应，如防止风暴、控制洪水、干旱恢复等
4	水调节	调节水流动	为农业（如灌溉）、工业过程和运输提供水
5	水供给	储存和保持水	由流域、水库和地下含水层提供水
6	控制侵蚀和保持沉积物	生态系统内的土壤保持	防止风力、径流和其他动力过程造成土壤流失，将淤泥储存于湖泊和湿地
7	土壤形成	土壤形成过程	岩石的风化和有机质的积累

序号	生态系统服务	生态系统功能	举 例
8	养分循环	养分的储存、内部循环、处理和获取	固氮，N、P 和其他元素和养分的循环
9	废物处理	易流失养分的再获取，过剩或异类养分和化合物的去除或降解	废物处理，污染控制，解毒作用
10	传 粉	植物配子的移动	为植物种群的繁殖供给传粉媒介
11	生物控制	生物种群的营养动态调节	关键捕食动物对被捕食动物种类的控制，高级食肉动物使食草动物数量减少
12	避难所	为定居和迁徙种群提供生境	育雏地，迁徙种群的栖息地，本地主要物种的区域生境，越冬场所
13	食物生产	总初级生产中可用作食物的部分	通过渔、猎、采集及农耕的鱼、猎物、坚果、水果、作物等的生产
14	原材料	总初级生产中可用作原材料的部分	木材、燃料和饲料的生产
15	基因资源	特有的生物材料和产品的来源	医药，材料科学的产品，抵抗植物病原和作物害虫的基因，装饰物种（宠物和园艺植物品种）
16	休 闲	提供休闲活动的机会	生态旅游，体育垂钓，其他户外休闲活动
17	文 化	提供非商业用途的机会	生态系统的美学、艺术、教育、精神和/或科学价值

3 生态系统服务与自然资本的价值构成及其评估研究方法概述

3.1 生态系统服务与自然资本的价值构成

由于生态系统功能和服务的多面性，生态系统服务具有多价值性。因此，近十几年来，国际上对自然资本与生态系统服务的价值构成及其评估方法进行了较多的研究。

Pearce 等（1989，1994，1995）提出了环境资源的总经济价值理论，该理论认为环境资源的总经济价值包括利用价值（直接利用价值和间接利用价值）、存在价值和选择价值（包括个人将来的利用价值、其他人将来的利用价值和子孙后代将来的利用价值）。

McNeely 等（1990）将生物资源的价值分为直接价值和间接价值，直接价值又分为消耗性利用价值、生产性利用价值；间接价值又分为非消耗性利用价值、选择价值和存在价值。Turner（1991）在论述湿地的效益及其管理时，将湿地效益的总经济价值分为利用价值（直接利用价值、间接利用价值和选择价值）和非利用价值（存在价值和遗产价值），并论述了各类价值的评估方法。

Pearce 等、McNeely 等、Turner 的自然资本的价值分类研究构成了生态系统服务价值分类研究的基础。联合国环境规划署的生物多样性价值划分（UNEP，1993）、Barbier（1994，2000）的环境经济价值分类、Serageldin 等（1994）的环境的经济价值分类（Kondratyev，1998）、经济合作与发展组织（OECD，1995）的环境资产的经济价值分类、以及我国生物多样性国情研究报告中生物多样性的价值分类（中国生物多样性国情研究报告编写组编，1998），都以上述分类为基础且基本相同。

生态系统服务取决于生物多样性，保护生物多样性就是维持生态系统服务。因此，生

态系统服务的价值基本等同于生物多样性的价值。Gowdy (1997) 论述了生物多样性对人类的市场经济价值和非市场价值以及对生态系统的价值, 强调生态系统服务的市场交换价值虽可证明生物多样性保护措施的正确性, 但通过市场交换的那一部分生态服务价值仅是生物多样性总价值的很小一部分, 人类对生物多样性总价值的大部分并不清楚, 可以说其最高级别的价值是它稳定了人类的生命支持系统的稳定性。

现在, 一般认为生态系统服务的总经济价值 (TEV) 包括利用价值 (UV) 和非利用价值 (NUV) 两部分, 利用价值包括直接利用价值 (DUV, 直接实物价值和直接服务价值)、间接利用价值 (IUV, 即生态功能价值) 和选择价值 (OV, 即潜在利用价值), 非利用价值包括遗产价值 (BV) 和存在价值 (EV) (图 2)。

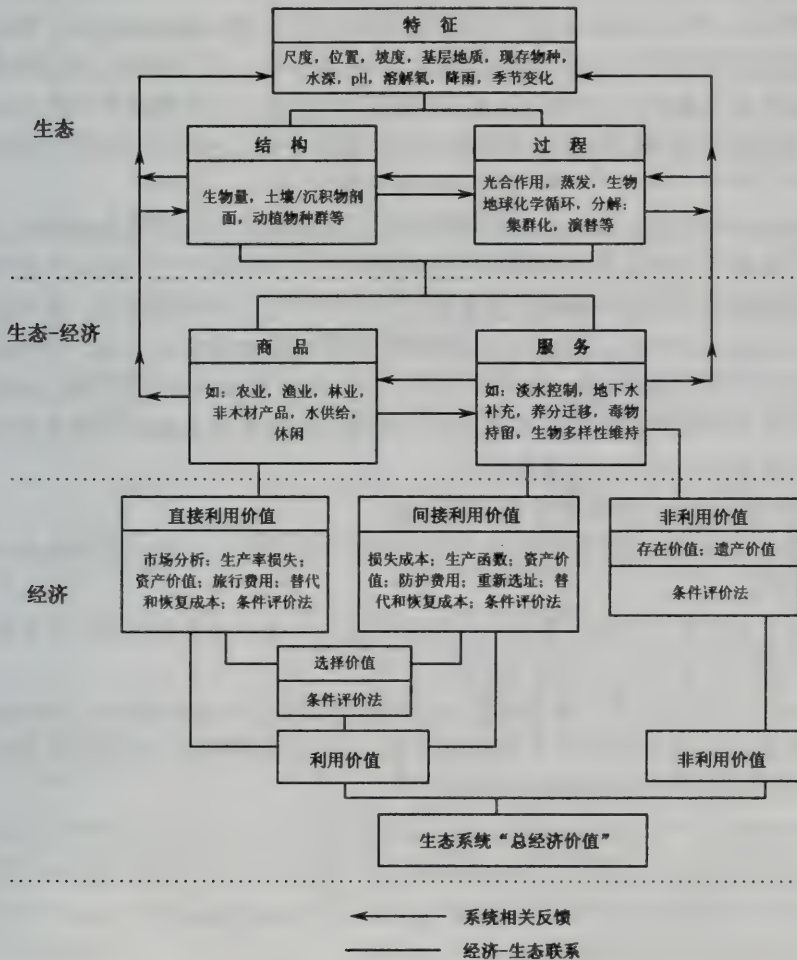


图 2 生态系统功能与生态系统服务及其价值类型和评估方法关系图

非利用价值是独立于人们对生态系统服务的现期利用的价值。其中,选择价值(及准选择价值)是与利用价值有关的一种价值类型,也有人将其称为期权价值(及准期权价值),是生态系统的目前未被直接和间接利用而将来可能利用的某种服务的价值,涉及人们为将来可能利用某种生态系统服务而愿意支付的费用。Pearce (1995) 认为选择价值就像保险费一样为并不确定的将来提供保证。存在价值被认为是生态系统的内在价值,是争论最大的价值类型,是对生态环境资本的评价,这种评价与其现在或将来的用途都无关,可以仅仅源于知道环境的某些特征永续存在的满足感而不论其他人是否受益 (Turner 等, 2000)。某些环境学家支持纯自然概念的内在价值,这完全与以人为中心的价值分离。这种观念导致对自然的权利与利益取向的争论,即认为自然资本有其自身存在的“权利”,是与人类的利用无关的价值形态。这种哲学观点的存在是为什么不应将生态系统的“总经济价值”(TEV) 的概念与其“全部价值”相混淆的原因之一。而且,一个生态系统的社会价值不一定相当于该生态系统的各组成部分的经济价值之和,正如一个生态系统可能超出其各部分之和一样 (Turner 等, 2000)。因为生态系统还存在着一些潜在的基础功能,Turner (1992) 称之为“原始价值”,即生态系统的原始特征,它们甚至比人类了解的生态功能更重要,因为它们将生态系统的各种因子“胶”在一起,而且这种“胶水”具有经济价值 (Pearce D W, 1995)。如果这种设想正确,则生态系统或生态过程有一个总的价值,该价值高于每种单项功能的价值之和。

生态系统服务的经济价值构成的分析和科学分类是进行生态系统服务的经济价值评估研究的基础。现有的评价技术比较容易区分利用价值和非利用价值,但由于选择价值、遗产价值和存在价值之间存在一定的价值重叠,因此将它们分开是困难的。现有的经济价值分类框架也不是尽善尽美的,可能并没有包括生态系统价值的所有类型,特别是人类尚不知晓的生态系统的一些基础功能的价值。另外,目前对生态系统服务的总经济价值的估算,采取分类计算各类价值然后加总的办法进行,这种方法的主要问题是割裂各种生态系统服务之间的有机联系和复杂的相互依赖性。

3.2 生态系统服务与自然资本的价值评估方法

费用—效益分析是环境经济学的基本分析方法,是目前有关生态系统服务价值的各种评估方法的基础。

依据生态系统服务与自然资本的市场发育程度,可将生态系统服务与自然资本的经济价值的评估研究方法分为以下 3 类 (表 2)

(1) 实际市场评估技术:对具有实际市场的生态系统产品和服务以生态系统产品和服务的市场价格作为生态系统服务的经济价值。评估方法主要包括市场价值法 (market method)、费用支出法 (expenditure method)。

(2) 替代(隐含)市场评估技术:生态系统的某些服务虽然没有直接的市场交易和市场价格,但具有这些服务的替代品的市场和价格,通过估算替代品的花费而代替某些生态服务的经济价值,即以使用技术手段获得与某种生态系统服务相同的结果所需的生产费用为依据,间接估算生态系统服务的价值。这种方法以“影子价格”和消费者剩余来估算生态系统服务的经济价值。评估方法较多,包括替代成本法 (replacement cost technique)、生产成本法——机会成本法 (opportunity cost approach)、恢复和防护费用法 (recovery and preventive cost approach)、影子工程法 (shadow project approach)、旅行费用法 (TCM),

资产价值法或享乐价格法（HPM）、以及疾病成本法和人力资本法、预防性支出法、有效成本法等。

表 2 生态系统服务与自然资本的经济价值评估研究方法

方法类型	具体方法		适用范围及优缺点
实际市场评估技术	市场价值法		适用于有实际市场价格的生态系统服务的价值评估。缺点是只考察直接使用价值而不能考察缺乏市场价格的生态系统服务（即间接使用价值和非使用价值）
	费用支出法		从消费者的角度来评价生态效益的价值，以人们对某种生态服务的支出费用来评估该服务的经济价值，有总支出法、区内支出法和部分费用法等 3 种形式。缺点是只计算总支出费用而没有计算消费者剩余，故难以真正反映生态系统服务的实际经济价值
替代（隐含）市场评估技术	替代成本法		通过估算替代品的花费而代替某些生态服务的经济价值。缺点是生态系统的许多功能是无法用技术手段代替（没有替代品）和难以准确计量的
	生产成本法	机会成本法	以保护某种生态系统服务的最大机会成本（放弃的替代用途的最大收益）估算该种生态系统服务的价值
		恢复和防护费用法	以恢复或保护某种生态系统不被破坏所需要的费用作为这种生态资源被破坏后的损失来估计生态系统服务的经济价值。这种方法的评价结果只是对生态系统服务的经济价值的最低估价
		影子工程法	是恢复费用技术的一种特殊形式，以人工建造一个替代生态工程的投资费用来估算生态系统的经济价值。缺点是影子工程的成本难以全面地估算生态系统的多方面的功能效益
	旅行费用法（TCM）		用于评价生态系统的游憩休闲价值，以人们的旅行费用作为替代物来衡量旅游景点或其他娱乐物品的价值。TCM 法计算出的结果只是生态风景资源游憩利用价值的一部分
模拟（假想）市场评估技术	享乐价格法（HPM）		利用物品特性的潜在价值估计环境因素对房地产价格的影响。缺点是所需要的大量精确数据难以获得；不涉及非使用价值，低估了总体的环境价值等
	条件价值法（CVM）		适用于那些没有实际市场和替代市场交易和市场价格的生态系统服务（公共物品）的价值评估，是公共物品价值评估的重要方法。缺点是评估的依据是人们的主观观点而非市场行为（假想市场），所得结果受许多因素的影响而难免偏离实际价值量；另外，需要大样本的数据调查，费时费力

（3）假想（模拟）市场评估技术：对没有市场交易和实际市场价格的生态系统产品和服务（纯公共物品），只有人为地构造假想市场来衡量生态系统服务和环境资源的价值，其代表性的方法是条件价值法或称意愿调查法（contingent valuation method）。条件价值法（CVM）是一种直接调查方法，是在假想市场情况下直接询问人们对某种生态系统服务的支付意愿（WTP），以人们的支付意愿来估计生态系统服务的经济价值。与市场价值法和替代市场价值法不同，条件价值法（CVM）不是基于可观察到的或预设的市场行为，而是基于被调查对象的回答。他们的回答告诉我们在假设的情况下他们将采取什么行动。直接询问调查对象的支付意愿既是条件价值法的特点，也是条件价值法的缺点所在。条件价值法（CVM）可用于评估生态资源的利用价值和非利用价值，并被认为是惟一可用于非使用

价值评估的方法,是近十余年来国外生态与环境经济学中最重要的和应用最广泛的关于公共物品价值评估的方法,在我国仅有个别研究案例(薛达元著,1997)。由于条件价值法仅仅依靠询问而没有观察人们的实际行为,它的最大问题是调查是否准确模拟了现实世界,被调查者的回答是否反映了他们的真实想法和真实行为,即所得数据受被调查者对生态系统服务的重要性的认识、回答问题的态度、假设条件是否接近实际等问题的影响,难免使结果偏离实际价值量;另外,需要较大样本的数据调查和处理,调查和分析工作费时费力。由于CVM方法在实施中可能出现信息偏差、工具偏差、初始点偏差、假想偏差、策略性偏差等多方面的偏差(张帆,1998;郭中伟,李典谟,1999),因此,为避免偏差所导致的结果失真,通常须进行CVM可靠性检验。

总之,生态系统服务与自然资本的价值评估是生态和环境分析中的难点,现有的各种评估方法都有一定的局限性。

4 国际上生态系统服务价值的评估研究

人类对自然资本的定价努力并非始自今日,国际上对生态系统服务的价值评估研究的努力已有20余年的历史。只是由于地球生态系统提供服务的绝大部分价值难以准确计量,以及缺乏相应的价值评估理论与方法体系而进展缓慢。Constanza(1981)和Odum(1983)基于能量的分析研究可以说是早期有影响的研究案例,《Ecological Economics》1995年出专辑对此予以讨论。生态系统服务由于其复杂性和不确定性,其价值估算问题一直困扰着生态学家和经济学家。近年来,这方面的研究不仅成为生态学和生态经济学的前沿和热点,而且取得了显著进展。生态系统服务的价值评估研究可分为全球或区域生态系统服务价值的评估、单个生态系统服务价值的评估研究、生态系统单项服务价值的评估研究等几方面。

4.1 全球或区域生态系统服务价值的评估

Constanza等(1997)综合了国际上已经出版的用各种不同方法对生态系统服务价值的评估研究结果,在世界上最先开展了对全球生物圈生态系统服务价值的估算。其方法是先将每个生态系统的每一种服务按公顷折算出一个平均的货币价格,再将每个生态系统的各种服务的单位公顷价格相加即得到每种生态系统(生物群落)单位公顷提供的生态系统服务价值,然后乘以该种生态系统在地球上的总面积,再相加,得到地球生物圈所有生态系统服务的总价值。计算结果表明,目前全球的生态系统服务的年度价值为16万亿~54万亿美元,平均价值为33万亿美元,相当于同期全世界国民生产总值(GNP)约18万亿美元的1.8倍。其中,海洋生态系统服务的价值约占63%(20.9万亿美元),陆地生态系统服务的价值约占38%(Costanza等,1997)。海洋生态系统服务的价值主要来源于海岸生态系统,陆地生态系统服务的价值主要来源于森林和湿地(表3、表4)。由于对某些类型的生态系统如沙漠、冻土带和耕地等知之甚少,因而缺乏对这些生态系统服务的估价。

Constanza等(1997)的研究成果的发表,不仅在国际上引起了广泛关注,《Ecological Economics》1998年出版“生态系统服务的价值”专辑对这方面的研究予以讨论,而且掀起了对生态系统服务价值研究的热潮。

表 3 全球生态系统服务的年度平均价值（按生态系统类型）（据 Constanza 等，1997）

生态系统	面积（100 万 hm ² ）	每公顷年价值（美元 / hm ² ·a）	全球价值（万亿美元 / a）
大 洋	33 200	252	8.4
海 岸	3 102	4 052	12.6
热带森林	1 900	2 007	3.8
其他森林	2 955	302	0.9
草 地	3 898	232	0.9
湿 地	330	4 785	4.9
湖泊与河流	200	8 498	1.7
耕 地	1 400	92	0.1
全球生态服务总价值		33.3	

注：未计沙漠、冻土、城区、冰/岩石等生态系统。

表 4 全球生态系统服务的年度平均价值（按生态服务类型）（据 Constanza 等，1997）

生态系统服务类型	生态系统服务价值（万亿美元）
养分循环	17.075
文化价值	3.015
水资源供应及调节	2.807
废物处理	2.277
食物与原材料生产	2.107
干扰调节	1.779
气体平衡调节	1.341
游憩价值	0.815
气候调节	0.684
侵蚀控制	0.576
生物控制	0.417
栖息地	0.124
传粉	0.117
基因资源	0.079
土壤形成	0.053
全球生态服务总价值	33.3

Pimentel 等（1997）对国际上有关自然资本与生态系统服务价值的研究结果进行了汇总分析，对世界生物多样性与美国生物多样性的经济价值开展了比较研究，估算出世界生物多样性在废物处理、土壤形成、氮固定、化学物质的生物去除、作物和家畜育种、生物技术、害虫的生物控制、寄主植物抵抗力、多年生作物、授粉、渔业、狩猎、海产品、其他野生食物、木材生产、生态旅游、植物药物、森林固定 CO₂ 等方面的经济效益，结果是世界生物多样性的年度经济价值为 2.928 万亿美元，该估算结果不到 Constanza 等（1997）所估算的结果的 1/10，Pimentel 等认为其估计结果是很保守的（Pimental 等，1997）（表 5）。

表 5 美国和世界生物多样性的经济价值估算 (Pimentel 等 1997) (单位: $\times 10^9$ 美元)

项目	美国	世界
废物处理	62	760
土壤形成	5	25
氮固定	8	90
化学物质的生物去除	22.5	121
作物育种 (遗传学)	20	115
家畜育种 (遗传学)	20	40
生物技术	2.5	6
害虫的生物控制 (作物)	12	100
害虫的生物控制 (森林)	5	60
寄主植物抵抗力 (作物)	8	580
寄主植物抵抗力 (森林)	0.8	11
多年生作物 (可能)	17	170
授粉	40	200
渔业	29	60
狩猎	12	25
海产品	2.5	82
其他野生食物	0.5	180
木材生产	8	84
生态旅游	18	500
植物药物	20	84
森林固定 CO_2	6	135
合计	319	2928

Pimentel 等 (1997) 估算的美国生物多样性的年度经济和环境效益为 3190 亿美元 (表 5), 而同期美国国内生产总值 (GDP) 为 6 万亿美元 (1994), 其生物多样性年度经济和环境效益只占 GDP 的 5% (Pimental 等, 1997)。

4.2 单个生态系统的服务价值与生态系统单项服务价值的评估研究

森林是地球上最重要的多功能生态系统, 为人类提供着多方面的利益。Barbier 等 (1991) 指出, 由于对森林生态系统的多方面的功能价值的了解, 导致人类对森林生态系统的大量砍伐和过度利用, 仅热带雨林每年被砍伐达 710 万 hm^2 。因而对森林生态系统的价值评估研究最早引起国际上研究者的关注。国际上已开展了较多的对森林生态系统的单项服务价值研究, 如 Peters 等 (1989) 对亚马孙热带雨林的木材林产品的价值的评估、Tobias 等 (1991) 和 Maille 等 (1993) 对热带雨林的生态旅游价值的研究、Hanley 等 (1993) 对森林的休闲、景观和美学价值的研究。

Adger 等 (1995) 对占墨西哥国土面积 1/4 的 5150 万 hm^2 森林的直接利用价值 (仅计算了旅游价值)、间接利用价值 (功能性价值)、选择价值 (药物植物) 和存在价值等进行了评估研究, 其评估研究表明墨西哥森林的经济总价值的下限为每年 40 亿美元, 这些价值的最大构成是水分循环和碳循环这样的功能性价值, 而墨西哥境内仅仅利用了这些价值的

一部分,其大部分是全球性的,为此提出应有国际性机制保护墨西哥森林的政策建议(Adger 等, 1995)。

湿地是向人类提供多方面生态服务的另一类重要的生态系统,到 1999 年 11 月,116 个国家成为《国际湿地公约》(Ramsar 公约)的签字国,全球有 1 005 处湿地被列入《Ramsar 国际重要湿地名录》,这些湿地的面积达 71.7 万 km^2 ,约占地球陆地面积的 0.5% (Turner 等, 2000)。Turner 等(2000)指出,就全球而言,湿地因人类的巨大影响而不断退化和消失,一个重要原因是,世界范围内大多数人认为湿地没有什么价值或者具有负价值,这种认识导致在决策中对湿地保护缺乏优先考虑,致使湿地被破坏或被彻底地改变用途。国际上对湿地生态系统的管理与服务价值的评估研究开展得较早,如 Turner(1991)对湿地的总经济价值的论述、Barbier(1994)对热带湿地环境功能价值的论述等。

巴西 Pantanal 位于南美洲地理中心,它的热带季节性湿地面积为 13.8km^2 ,在 Constanza 等(1997)的研究中,该区域的年价值高达约 1 万美元/ hm^2 。Seidl 等(2000)以同样的分类体系、用更详细和精确的数据对该区域湿地生态系统服务的价值进行了重新估算,评估结果为年价值 5 839 万美元/ hm^2 (Turner 等, 2000),误差如此之大,也从某种程度上反映出目前生态服务价值评估研究的精确程度还很低。

全球湿地经济网络(GWEN)是对湿地开展自然科学和社会科学的多学科研究的非正式网络,1997 年 11 月在瑞典皇家科学院召开的第四次专题讨论会,专门讨论了湿地生态系统服务的价值评估问题(Soderqvist 等, 2000),部分论文于 2000 年在《Ecological Economics》杂志以专辑形式出版。GWEN 计划于 2001 年召开红树林生态系统价值评估研究的专题学术讨论会。

除了对生态系统现存服务价值的评估研究外,国际上还开展了对受损生态系统恢复其生态系统服务价值的评估研究,如, Loomis 等(2000)用条件评价法(CVM)对恢复美国普拉特河流域的废水处理、水的自然净化、侵蚀控制、鱼和野生生物生境、休闲旅游的经济价值的研究。这些研究对森林、湿地等重要生态系统的可持续管理具有重要意义。

5 国内生态系统服务价值的评估研究

近年来,生态系统服务功能及其价值的评估研究也引起了国内研究人员的重视,已开展了对全国、区域生态系统服务价值的计算,以及对单个生态系统的服务价值与生态系统单项服务价值的评估研究。

5.1 区域生态系统服务价值的研究

国内较早开展对生态系统服务价值的研究,是薛达元等(1997)对长白山自然保护区生态系统生物多样性的经济价值的评估研究,其结果表明长白山自然保护区生态系统的直接实物产品、直接服务、间接服务及非使用类价值(存在价值、遗产价值和选择价值)等的年总经济价值为 72.91 亿元。中国生物多样性国情研究报告编写组(1998)将中国生物多样性的经济价值分为直接使用价值(实物价值和非实物价值)、间接使用价值(陆地生态系统的功能价值)、潜在使用价值(潜在选择价值和保留价值)等三类估算的结果是,上述三类价值分别为 1.80 万亿元/a、37.31 万亿元/a、0.22 万亿元/a,三类价值每年总计达 39.33 万亿元/a。

欧阳志云等(1999)从有机物质的生产、维持大气 CO_2 和 O_2 的平衡、营养物质的循

环和储存、水土保持、涵养水源、生态系统对环境污染的净化作用等 6 个方面,对中国陆地生态系统服务的生态经济价值进行了估算,6 个方面的经济价值分别为 15.7 万亿元/a、3.613 万亿元/a、0.324 万亿元/a、5.69 万亿元/a、0.271 万亿元/a、4.89 万亿元/a,6 个方面的总经济价值为 30.488 万亿元/a。

陈仲新等(2000)参照 Constanza 等(1997)的分类方法、经济参数与研究方法,对中国生态系统的功能与效益也进行了价值评估,估算出中国 1 443 万 km² 总面积内生态系统效益的价值为 77 834.48 亿元人民币/a (其中,陆地面积 960 万 km²,生态系统效益的价值为 56 098.46 亿元人民币/a;海洋面积 473 万 km²,生态系统效益的价值为 21 736.02 亿元人民币/a,以 1994 年为基准),相当于同期我国 GDP 45 006 亿元的 1.73 倍。与全球相比,中国的总面积占全球的 2.78%,生态系统效益的价值占全球的 2.71%。此数据仅相当于欧阳志云等(1999)所计算的中国陆地区域内生态系统服务的经济价值的 1/4,而他们都认为其研究只是对中国生态系统服务价值的保守的估计。

宗跃光等(2000)以宁夏灵武市为例,测算了区域生态系统服务功能的价值,得出自然资本约占总资本的 1/3。成克武等(2000)对北京喇叭沟门林区森林生物多样性的经济价值进行了评估研究,认为生物多样性所产生的生态功能价值远远大于其所产生的直接实物价值,但林区居民仅享受生态价值的很小一部分,提出应对林区居民予以适当的经济补偿以弥补林区居民为保护森林所作出的牺牲。

5.2 单个生态系统的服务价值与生态系统单项服务价值的评估研究

孔繁文等(1994)对我国沿海防护林体系、辽宁省东部水源涵养林及吉林三湖自然保护区水源涵养林的生态环境效益进行了核算研究。侯元兆等(1998)对我国森林资源涵养水源、保育土壤、固碳供氧等三方面的经济价值的估算表明,我国森林资源在这三方面每年产生的经济价值为 7 180 亿元。

韩维栋等(2000)用环境经济学的方法,对中国现存自然分布的 13 646 hm² 红树林生态系统的生态价值进行了评估研究,结果为中国红树林生态系统在生物量生产、抗风消浪护岸、保护土壤、气体调节(固定 CO₂ 和释放 O₂)、生物多样性保护、营养物循环、污染物降解和防治病虫害等 7 个方面的年总生态价值为 23.653 1 亿元。肖寒等(2000)开展了对海南岛各类型生态系统在减少土地废弃、保护土壤肥力、减轻泥沙淤积等方面土壤保持的经济价值的评估。郭中伟等(1998)以位于长江三峡库区的湖北省兴山县森林生态系统为例,评估研究了兴山县森林生态系统调节水量的经济价值。

国内对生态系统服务的价值评估研究才刚刚起步,处于引进相关概念、评估理论与方法、积累研究案例的阶段。90 年代末以来,国外有关生态系统服务的概念、生态效益的价值理论及评估方法等才开始引入国内,国内的研究案例还很有限。与国际上的研究相比,国内的研究主要存在以下方面的差距:①在生态系统服务的价值理论、评估方法方面,基本上是对国外价值理论和方法的模仿应用,缺乏对生态系统服务与自然资本的价值评估的理论与方法的研究;②在具体评估方法的应用上,主要是市场评估法和替代市场评估技术中的影子工程法、机会成本法、替代花费法、旅行费用法等几种方法,对假想市场评估技术(即条件价值法)仅有个别应用;③在生态系统服务价值评估研究的案例中,着重于评估利用价值(直接利用价值和间接利用价值),而对非利用价值(选择价值、遗产价值和存在价值)较少涉及,对生态系统服务的价值揭示不够全面。究其原因,主要是缺乏多学科

的综合研究。生态系统服务与自然资本的价值评估问题,是一个多学科的综合研究领域,也是一个世界性的难题,涉及到资源经济学、环境经济学、生态经济学、生态学和经济学等多种学科,特别是生态系统过程及其相关数据是评估的基础,经济学理论与方法的创新应用是评估的主要手段,因此,这些学科的有机结合和集成创新是解决问题的关键。

6 生态系统服务与自然资本价值评估研究发展趋向

6.1 开展生态系统的生态经济综合研究,揭示生态和经济过程的联系及其动态变化

目前对生态系统服务与自然资本的价值只能评估而难以准确确定的一个原因是,人们对生态系统的复杂结构、功能和过程以及生态过程与经济过程之间的复杂关系等还缺乏准确的定量认识,生态系统的各种服务的价值的量化及各组成部分之间的可加性等仍存在问题(Adger等,1998)。

生态系统服务价值评估研究理论和方法的发展和完善、生态系统服务的经济价值的准确确定,需要基础生态学的研究与观测,有赖于对生态系统的结构、功能和过程及其机理的深入定量了解,有赖于对生态系统基本过程与经济系统过程之间复杂和隐含联系的合理整理,从而,不仅为生态系统服务价值的定量经济评价提供准确依据,而且为生态系统的可持续发展管理提供政策依据。因此,除了更多地开展对各类生态系统的服务价值的评估研究、积累更多的研究案例外,构建把生态系统与经济系统联系在一起的区域与全球模型,以便更好地理解其中的物理/生物过程的复杂动态以及这些过程对人类福利的价值(Costanza等,1997),是生态系统服务与自然资本价值评估研究的重要方面。另外,目前对生态系统服务与自然资本价值的评估研究只是对复杂和动态的生物圈及其各类生态系统的价值的瞬时静态描述,如何建立它们的动态模型,也将是这方面研究的焦点之一。Turner(2000)提出了湿地生态经济分析的综合框架,着重强调和阐明湿地功能、湿地利用和湿地价值之间的联系,认为经济评价、综合模拟、利用者(stakeholders)分析、多目标决策分析(MCDA)相结合可以为湿地效益的优化和可持续管理和政策提供依据,并讨论了如何开展这种综合分析以及弥补目前存在的造成湿地退化和损失的各种“失灵”(市场失灵、信息失灵、政府干预失灵)的可能途径。

6.2 完善生态系统服务与自然资本评估的理论与技术方法

从对生态系统服务的价值评估研究进展的介绍可以看出,有关生态系统服务与自然资本的经济价值的研究,由于对生态系统服务的项目分类、各种生态服务的单位面积价值的确定、不同生态服务的价值的重要性及权重的确定、价值评估方法的运用等诸多方面的不同认识和分歧,对同一生态系统的各种服务或同一种生态服务的价值评估研究结果差别很大。很重要的一个原因是这方面的研究才刚刚起步,评估理论和评估研究方法等还很成熟和不标准,这也正说明这方面研究的极端重要性。

如果在生态系统服务与自然资本的价值核算的理论完善与经济技术方法的标准化方面不能实现突破的话,就不可能有一个公认的标准评估结果,也就不可能实现生态—环境—经济综合核算。因此,研究非市场化的自然生态系统服务的合理分类、生态系统服务单位价格的量化方法、数据标准化、完善生态系统服务价值评估的经济技术方法体系、以及提出符合生态系统服务价值评估要求的数据统计体系要求等是这方面研究的重要内容和亟待解决的问题。

6.3 建立生态—环境—经济综合核算体系（绿色国民经济核算体系）

生态系统的服务价值目前大部分处在经济核算的范围之外。像国民生产总值（GNP）这样的经济指标越来越被认为是经济发展及可持续性的有缺陷的估量方法，因为它们不能明确反映出工农业和商业活动造成的对生态服务的破坏（Goodland 和 Herman, 1996），没有反映自然资源、环境资源的流量与价值变化。例如，国民生产总值中对森林的估价只是计算森林可供销售的木材的价值，却忽略了森林砍伐后社会所承受的间接损失，包括土壤侵蚀、养分流失、水灾增多、渔业衰落、水质恶化、碳储存能力降低、地区性气温和降水量的变化、野生动植物栖息地减少以及供人类休闲娱乐的条件减少等。Steer 等（1994）提出应至少再包括 4 个方面的信息，才能判断福利水平：①不平等和贫穷；②生活水平（儿童死亡率、文化程度、学校教育、医疗保障水平等）；③环境；④福利的社会、政治和精神方面（“经济”福利指标不考虑人们福利的社会、政治和精神方面，而恰恰这些指标是非常重要的）（Kondratyev, 1998）。

从可持续发展的角度出发对 GNP 加以改进和修改，称为“绿化”（greening）GNP（绿色 GDP）或“生态化”（ecologization）GNP（EDP）。注意到 1968 年颁布的国民经济核算体系（SNA）所存在的未考虑自然资源方面出现的稀缺和未考虑环境质量下降两大缺陷，联合国于 1993 年提出了“环境与经济综合核算体系”（SEEA），其中即提出了生态调整的国内生产总值（EDP）的概念，Steer 等（1994）认为 EDP 等于 NDP 减去自然资源存量的减少和环境质量的下降（Kondratyev, 1998）。“环境与经济综合核算体系”（SEEA）将对国家生态、环境核算体系的设计产生决定性的影响，目前该体系仍不完善，如 Holub 等（1999）即指出了 SEEA 的两大缺陷（一是忽略生态与经济的时空尺度的根本不一致性；二是对在假说帮助下取得的人为推导数据而非依据经验观测的数据的不恰当的重视）并对 SEEA 提出了尖锐批评（Holub 等，1999）。

对未来生态损失的成本的估计是相当困难的，要得到充分可靠的估计值，需要有关生态动力学（ecodynamics）和社会经济发展的详细的综合数据信息（Kondratyev, 1998）。因此，将生态和环境在经济发展中的作用纳入到国民收入核算中去的想法，既不能快速推广，也不是一个能快速完成的过程。虽然存在着各种困难，但建立包含生态系统服务与自然资本价值核算在内的国家生态—环境—经济综合核算体系——生态调整的国民生产总值（EDP）是生态系统服务价值评估研究的根本目标。

7 结语

（1）生态系统服务与自然资本的价值与人类对生态系统重要性的认识程度、生态系统及其服务的稀缺程度、经济社会发展对生态系统的依赖程度等众多因素有关，因此，生态系统服务的效益和价值不可能是不变的。随着对生态系统服务研究的深入，以及进一步了解各种生态过程之间、生态过程与经济过程之间复杂的相互联系与相互依赖，生态系统服务的价值可能会增加。随着人类赖以生存的地球生物圈和生态系统服务日益受到人类越来越大的压力，使不可替代的生态系统服务在未来日益遭到破坏而变得越来越少，生态系统服务的价值也会增加。

（2）由于地球的生物多样性、生态系统服务的多方面性及其多价值性、生态系统过程和经济系统过程及其间联系的极端复杂性，以及人类对生态系统过程和功能了解存在着

许多不确定性,对生态系统服务价值的定量经济评价也就存在着粗略性。正如 Constanza 等(1997)所说,“考虑到涉及的巨大的不确定性,我们可能永远也无法对生态系统服务作出精确估价。”但这方面的研究“强调了生态系统服务的相对重要性和继续浪费它们会造成的潜在危险”(Costanza 等,1997),因此,生态系统服务与自然资本的价值评估研究的进一步发展必将为保护自然生态系统及其重要的服务功能和可持续利用提供强有力的工具。

(3)除了生态产品有市场价值外,由于许多类型的自然资本和生态系统服务的许多方面不进入市场,即生态系统服务对人类福利贡献的很大一部分只具有纯粹公益的性质,在大多数情况下人们甚至根本意识不到它们的存在,这部分生态系统服务的价值流与 GNP 或 GDP 之间也许将永远不会有必然的联系,对它们的间接定价完全具有人为的性质。因此,对这类生态系统服务的生态效益的定量价值研究只能是“估价”。特别是对于只具有间接价值的生态系统服务,由于使用的是间接的评估研究方法,因而研究结果也只能是估计值。

(4)对生态系统服务的价值评估研究存在着不同的认识。一些人认为,给生态系统服务所做的贡献定价的努力从根本上就是错误的,因为它们无法在市场上公开交易,而常规的货物和服务正是通过在市场上进行交易而定价的。也有人认为,即使能够合理的定价,也不能全面反映生态系统服务所贡献的价值,因为其真实价值远远超出其对于世界经济的重要性。

(5)从目前国内外的研究来看,对生态系统服务价值的核算的研究,国内尚处于介绍引进国外相关理论、逐步模仿应用各种评估方法、积累研究案例的初始化时期,在非市场化生态系统服务与自然资本的价值核算理论与计量方法方面尚未取得突破。

总之,由于涉及到生态系统及其过程和功能的极其复杂性、不确定性,由于对生态系统的间接利用价值、非利用价值的定价的理论和方法的不完善、以及价值评估研究所需的相关资料的缺乏等,对生态系统服务的效益的价值研究,将在很长的时间内难以避免地只能是“评估研究”,也不可能有公认的标准答案。

但研究并量化生态系统服务的经济价值,可以向人们量化地展示了生态系统所具有的巨大价值,定量反映生态系统的经济价值的存量及其变化,定量了解生态系统为人类提供的巨大经济利益,把握生态系统的可持续性状况,有利于从更深层次认识生态系统服务的多重经济价值构成,不仅有助于人们了解和正确认识生态系统的服务功能及其价值,重视生态系统的保护和合理经营与利用;而且有助于决策者在经济发展的决策中考虑生态环境成本,以建立生态补偿机制和完善生态系统的管理机制,从而有利于生态系统的可持续管理,并最终建立国家可持续发展的生态环境与经济综合核算体系。

参考文献

- 陈仲新,张新时.2000.中国生态系统效益的价值.科学通报,45(1):17~22
- 成克武,崔国发,王建中等.2000.北京喇叭沟门林区森林生物多样性经济价值评价.北京林业大学学报,22(4):66~71
- 国家科委,国家计委等.1994.中国21世纪议程——中国21世纪人口、资源、环境与发展白皮书.北京:中国环境科学出版社
- 郭中伟,李典谟.1999.生物多样性经济价值评估的基本方法.生物多样性,7(1):60~67

- 郭中伟, 李典谟, 于丹. 1998. 生态系统调节水量的价值评估——兴山实例. 自然资源学报, 13 (3): 242~248
- 韩维栋, 高秀梅, 卢昌义等. 2000. 中国红树林生态系统生态价值评估. 生态科学, 19 (1): 40~46
- 侯元兆, 王琪. 1998. 中国的森林资源价值核算研究. 李周、黄正夫 编. 农村发展与环境. 北京: 中国环境科学出版社
- 孔繁文, 戴广翠, 何乃蕙等. 1994. 森林环境资源核算与政策. 北京: 中国环境科学出版社
- 联合国环境与发展大会. 1992. 21 世纪议程. 国家环保局 译. 1993. 北京: 中国环境科学出版社
- 欧阳志云, 王效科, 苗鸿. 1999. 中国陆地生态系统服务功能及其生态经济价值的初步研究. 生态学报, 19 (5): 607~613
- 肖寒, 欧阳志云, 赵景柱等. 2000. 海南岛生态系统土壤保持空间分布特征及生态经济价值的经济价值. 生态学报, 20 (2): 552~558
- 薛达元著. 1997. 到生物多样性的经济价值评估——长白山自然保护区案例研究. 北京: 中国环境科学出版社
- 张帆著. 1998. 环境与自然资源经济学. 上海: 上海人民出版社,
- 中国生物多样性国情研究报告编写组编. 1998. 中国生物多样性国情研究报告. 北京: 中国环境科学出版社
- 宗跃光, 陈红春, 郭瑞华等. 2000. 地域生态系统服务功能的价值结构分析——以宁夏灵武市为例. 地理研究, 19 (2): 148~155
- Adger, W. N., K. Brown, R. Cervigni, et al. 1995. Total economic value of forests in Mexico. *Ambio*, 24 (5): 286~296
- Barbier, E. B. 1994. Valuing environmental functions: tropical wetlands. *Land Economics*, 70: 155~173
- Barbier, E. B. 2000. Valuing the environment as input: review of application to mangrove-fishery linkages. *Ecological Economics*, 35 (1): 47~61
- Barbier, E. B., J. C. Burgess, A. Markandya. 1991. The economics of tropical deforestation. *AMBIO*, 20 (2): 55~58
- Carins, J. 1997. Protecting the delivery of ecosystem services. *Ecosystem Health*, 3 (3): 185~194
- Costanza, R., R. d'Arge, Rudolf G., et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253~260
- Daily, G. C., et al. 1997. *Nature's Service: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington: Island Press
- El Serafy, S. 1998. Pricing the invaluable. *Ecological Economics*, 25 (1): 25~27
- Goodlan, R. And D. Herman. 1996. Environmental sustainability: universal and nonnegotiable. *Ecological Applications*, 6 (4): 1016
- Gowdy, J. M. 1997. The value of the biodiversity: Markets, society and ecosystems. *Land Economics*, 73 (1): 25~41
- Hanley, N. D. and R. J. Ruffell. 1993. The contingent valuation of forest characteristics: two experiments. *J Agric Econ*, 44: 218~229
- Holub, H. W., G. Tappeiner and U. Tappeiner. 1999. Some remarks on the 'System of Integrated Environmental and Economic Accounting' of the United Nations. *Ecological Economics*, 29 (3): 329~336

- Kondratyev, K. Y. 1998. *Multidimensional Global Change*. Chichester: John Wiley & Sons Ltd, Loomis, J., P. Kent, L. Strange, et al. 2000. Measuring the total economic value of restoring ecosystem services in an impaired river basin: results from a contingent valuation survey. *Ecological Economics*, 33 (1): 103~117
- Lubchenco, J. 1998. Entering the century of the environment: A new social contract for science. *Science*, 279: 279~491
- Maille, P. and R. Mendelsohn 1993. Valuing ecotourism in Madagascar. *J Environ Mgmt*, 38: 213~218
- McNeely, J. A., K. R. Miller, W. V. Reid, et al. 1990. *Conserving the World Biological Diversity*. [薛达元等译. 1991. 保护世界的生物多样性. 北京: 中国环境科学出版社, 17~32]
- OECD. 1995. *The Economic Appraisal of Environmental Protects and Policies: A Practical Guide*. [经济合作与发展组织. 环境项目和政策的经济评价指南. 施涵, 陈松译. 1996. 北京: 中国环境科学出版社]
- Pearce, D. W. 1993. *Blueprint 3: Measuring Sustainable Development*. London: Earthscan
- Pearce, D. W. 1995. *Blueprint 4: Capturing Global Environmental Value*. London: Earthscan
- Pearce, D. W., A. Markandya and E. B. Barbier. 1989. *Blueprint for a Green Economy*. London: Earthscan
- Pearce, D. W. and D. Moran. 1994. *The Economic Value of Biodiversity*. Cambridge
- Peters, C. A., A. H. Gentry and R. O. Mendelsohn. 1989. Valuation of an Amazonian rainforest. *Nature*, 339: 655~656
- Pimental, D., C. Wilson, C. McCullum, et al. 1997. Economic and environmental benefits of biodiversity. *BioScience*, 47 (11): 747~757
- Seidl, A. F. and A. S. Moraes. 2000. Global valuation of ecosystem services: application to the Pantanal da Nhecolandia Brazil. *Ecological Economics*, 33: 1~6
- Soderqvist, T, W. J. Mitsch and R K. Turner 2000. Valuation of wetlands in a landscape and institutional perspective. *Ecological Economics*, 35 (1): 1~6
- Tobias, D. and R. Mendelsohn. 1991. Valuing ecotourism in a tropical rainforest reserve. *Ambio*, 20: 91~93
- Turner, K. 1991. Economics and wetland management. *AMBIO*, 20 (2): 59~61
- Turner, R. K., C. J. M. Jeroen, B. van den, T. Soderqvist, et al. 2000. Ecological-economic analysis of wetlands: scientific integration for management and policy. *Ecological Economics*, 35 (1): 7~23
- UNEP. 1993. *Guidelines for Country Study on Biological Diversity*. Oxford: Oxford University Press
- Vitousek, P. M., H. A. Mooney, J. Lubchenco, et al. Human domination of earth's ecosystem. *Science*, 277: 494~499
- Westman, W. 1977. How much are nature's services worth? *Science*, 197: 960~964

Review of the valuation of ecosystem services and natural capital

Zhang Zhiqiang^{1, 2} Xu Zhongmin¹ Cheng Guodong¹

(1 State Key Laboratory of Frozen Soil Engineering, Cold and Arid Regions Environment and Engineering Research Institute, CAS, Lanzhou 730000)

(2 Scientific Information Center for Resources and Environment, CAS, Lanzhou 730000)

Abstract Ecosystems provide a wide range of essential goods and services to humanity. They are the life-support system for all of life on Earth, and are the key natural capital of humanity. Ecosystem services or nature's services refer to the ecosystem goods and services, which represent the benefit that human population derives directly or indirectly from ecosystem functions. Although the services of ecological systems are essential to human society, because most of these services are "public goods" and not traded in economic markets, their continued existence is taken for granted. Never before have human actions so threatened their provision, and thus resulted in the decrease of ecosystem services and the deterioration of ecosystem functions that generate them.

In the past ten years, the valuation of ecosystem services has been becoming a frontier of ecological economics, environmental economics and resources economics, and various attempts have been made to calculate the worth of global ecosystem services. All estimations show that the value of ecosystem services is very large. In the paper, the concept, the connotation and their classification of ecosystem services are introduced briefly, and the present value theories and valuation methods of ecosystem services and their advantages and disadvantages are generalized. The progress in the case of studies on the ecosystem service valuation at various levels at home and abroad are summarized and compared. Finally, the authors point out the research level, difficulties and main problems existed in ecosystem service valuation, and forecast the developmental trend of the valuation of ecosystem services.

Key words Ecosystem services, Value theory, Valuation, Ecological economic synthetic analysis, Sustainable development, Ecological economics

试论植物物种多样性与生产力之间的关系

黄忠良

(中国科学院华南植物研究所鼎湖山生物圈保护区, 广东肇庆 526070)

摘要 物种多样性与生产力之间的关系是生态学界近来争论的热点之一。主要观点有三: 其一是物种丰富度与生产力之间没有关系; 其二为物种丰富度与生产力之间存在正向线性相关关系; 其三为物种丰富度与生产力之间存在正相关非线性关系。对此的理论假说主要有取样假说和资源互补假说。作者从影响生产力的因素入手, 分析了物种的生物学特征和生态环境条件对物种多样性和生产力的影响, 提出植物物种多样性与生产力之间可能存在正相关关系。但有一些特殊情况, 这与单峰曲线假说近似, 其理论基础是生境异质性。并指出, 存在着一些特殊情况, 与物种的生物学特征有关。这与功能群假说有相同之处。

关键词 物种多样性 生产力 资源互补 生境异质性

各种各样的生物资源是地球上人类赖以生存的基础, 健康的生物圈有赖于物种的多样性。生物多样性与生态系统功能之间的关系是生物多样性管理和保护的基础, 这一直是生物多样性研究中的热点。毋庸置疑, 在生态系统众多的功能当中, 对生产力的关注首当其冲。因此, 研究生物多样性与生产力之间的关系, 对于国家目标和国家需求, 意义十分重大。

1 物种丰富度与生产力之间的关系

在以往探讨生产力和多样性关系的文献中, 许多将生产力作为因, 多样性作为果。作者认为, 这种关系应倒过来。因为, 生产力的本体是生产者, 而多样性是反映生产者的一种属性, 理应是本(因), 而生产力则应是果。

大多数学者均同意植物的物种多样性受到生产力的影响 (Michael and Zvika, 1993)。然而, 对于植物多样性与生产力之间的关系, 近来爆发了激烈的争论 (Kaiser, 2000a), 主要有几种观点流行。

(1) 物种丰富度与生产力之间没有关系。因为在自然界和实验中, 都出现过简单系统, 生物多样性低的系统, 其生产力高于生物多样性高的复杂系统的例子。无论是自然的大米草沼泽和高纬度海洋系统, 还是人工的简单农业系统, 生产力都比生物多样性高的系统高 (Brown, 1988)。

(2) 物种丰富度与生产力之间存在正向线性相关关系。生物多样性高的系统, 其生产力高于生物多样性低的系统。持此观点的理论依据是“铆钉”假说。该假说指出, 生物多样性好似飞机上的铆钉, 每个种在整个系统的工作中所起的作用虽小但不可忽视, 丢失太多物种会使某些最重要的功能丧失。一个群落内物种数越多, 该系统(群落)越稳定, 生

产力越高 (Ehrlich 和 Ehrlich, 1981)。

(3) 物种丰富度与生产力之间存在正相关非线性关系。支持此观点的有“冗余种”假说。该假说认为在一个生态系统中, 并不是所有种都在生态过程中发挥了作用, 有些种是冗余的。似乎对于大多数生态系统来说, 损失一些种不会降低它们生产物质的能力 (Baskin, 1994; Lawton 和 Brow, 1993; 党承林, 1998)。

(4) 物种多样性与生产力的关系, 目前比较认同的单峰模型 (hump-shaped) 显示在初级阶段, 随着物种丰富度的增加, 生产力上升, 但在后期则不然 (Marañ and Garcí 1997; Rapson 等, 1997; Grime, 1997)。

据 Garyd 等人 (2001) 的统计, 以维管束植物为对象, 尺度小于大陆的研究, 单峰模型关系的结果占优势, 为所有研究的 41%~45%, 其次为正相关关系。在一些具体的实例研究中, 野外和室内的实验结果都表明: 增加物种数对生产力和其他生态系统过程均有正相关作用 (Naeem, 1994, 1995, 1996; Tilman, 1994, 1996, 1997, 1999)。目前争论得较多的问题是这些作用是增加物种丰富度的结果还是其他原因 (Aarssen, 1997; Grime, 1997)。

2 有关机制与假说

2.1 取样效应

Huston (1997) 针对多样性与系统生产力的关系首先提出了物种多样性对系统功能作用的一种机制——选择概率效应 (selection probability effect)。即物种数愈多, 其中具有高生产力而且具有较强的竞争力的种的可能性愈大。这意味着自一个物种库随机抽取不同种构成的具有不同物种丰富度的系统, 平均而言, 物种丰富度越高其生产力就越高。Tilman 等 (1997) 提出了类似的一种说法, 称之为抽样效应 (sampling effect)。他们认为, 在均一性的生境中, 不同的物种竞争能力各异, 竞争能力较强的物种可以更有效地利用资源而创造出更高的生产力。多样性高的系统有更大的机会包含有高生产性能的物种。这样随物种多样性的上升, 系统生产力呈现上升并渐近饱和趋势。

2.2 资源互补假说

在多样性丰富的群落内, 如果不同的种利用不同的资源, 这就存在资源利用的互补性。因此, 在物种丰富的系统中, 整个资源谱得到更完整的利用。在这种状况下, 多种组合体的生产力将高于任何单种群落的生产力。与此类似的生态位互补假说 (niche complementarity hypothesis) 认为, 同一群落中, 物种间存在着生态位的差异, 这种差异使得物种数目多的群落中的生物所占据的“功能空间” (functional space) 的范围更广 (Tilman 等, 1997b)。因此有更高物种丰富度的系统能更有效地利用各种资源, 有更高的生产力。一个系统中的物种, 它们之间的生态位差异愈大, 物种丰富度对系统功能的作用愈大。

这两种解释似乎有所矛盾, 各有一部分支持者 (Legendre 和 Anderson, 1999)。如最近在欧洲草地进行的一个大型试验结果似乎不支持第一种解释, 而倾向于第二种解释 (Waide 等, 1999)。前者是一种统计学机制, 后者是一种生物学机制。

2.3 种间正相互作用 (positive interactions between species)

生态系统中某些物种之间存在互惠共生关系是一种正相互作用, 一些物种可能会受益于其他一些种提供的庇护、构造的小生境等 (Bertness 和 Leonard, 1997)。有一个非常

明显的例子, 豆科固氮植物在土壤贫瘠的生境中对其他种植物生长的促进作用。根据这种观点, 高的物种多样性使得群落内各物种之间存在正相互作用的可能性增加, 因而会出现生产力上的“超产”现象。

对于这个假说研究者关注得较少, 相关的理论模型研究尚未发现, 实验验证也很少。不久前, Mulder 等 (2001) 进行的实验结果支持了这种假说。

2.4 抗灾变假说

该假说是 Tilman 等 (1994) 在解释他们的草原干旱恢复能力实验结果而提出的, 即多样性增加既可降低生产力的时间变异, 又可提高生产力的总体水平。Yachi 和 Loreau (1999) 将其发展为物种多样性的保险效应。由于各个物种对环境条件反应各异, 在时间上可进行生态位互补, 当生态系统经受剧烈的环境变化时, 物种丰富的生态系统有更强的“弹性” (resilience), 而丰富度低的系统对干扰的抵抗力相对较弱。

2.5 解释单峰模型的假说较多, 主要有以下几种

一种假说认为, 变化的干扰频度形成生产力—多样性格局的变化。生产力越高, 干扰频度越低。当干扰频度下降时, 多样性在初始阶段上升, 然后下降。

另有一种动态不稳定假说, 即高生产力降低了动态稳定性, 而动态稳定性的失去增加了绝灭速率, 降低了多样性。该假说的致命弱点是不符合自然选择有足够的时间来恢复动态稳定性这一理论。

其他关于单峰模型关系解释的假说还有, 捕食者—被捕食者比例改变假说、种间竞争假说和竞争结构改变假说、生产力最高的地方太年轻假说、面积假说以及在最高生产力阶段干扰竞争下降假说等 (Rosenzweig 和 Abrasky, 1993)。

3 影响生产力的因素分析

以上假说虽然都有自己的理论和部分试验支持, 但都未取得一致认同。作者试图从影响生产力的因素分析入手, 探讨物种多样性与生产力之间的关系。

植物群落的生产力由植物的生物学特性所决定, 并由环境生态条件所影响。植物多样性也主要由环境因子和植物的遗传进化特性的综合影响所决定 (彭少麟等, 1993)。因此, 作者在此从生物学特性和生态学角度对生产力和生物多样性之间的关系进行探讨。

3.1 生物学特性

组成群落的植物的净同化率越高, 可利用光被同化表面截获越完全, 以及植物能以保持的正的气体交换平衡时间越长, 则该群落的生产力越高。在一定范围内, 群落叶面积指数越高, 群落的生产力越高。但当叶面积指数过高时, 则叶的支持组织比例增大, 呼吸和消耗也随之增大, 净第一性生产力就不再增加或甚至会降低。

某些植物种由于代谢途径或其他生理生态特征, 净同化率较其他植物种高。如果一个植物群落主要由一个具有高同化率的 (品) 种组成, 其生产力便较高。这就是农业上追求高产品种的理论依据。但是, 单一品种组成的群落往往结构比较简单, 难以构成多层次的复杂结构, 其叶面积指数难以达到最适值。如果增加种类的多样性, 使其达到最佳的合理结构, 便能进一步提高生产力。但这种增加有一个阈值, 一旦超过这个阈值, 生产力不增反降。

光合产物在植物各部分的分配格局也是影响生产力的一个重要因素, 如光合产物中有

较大部分投入到根系的建设上,而投入到叶上的生物量则相对减少,结果导致生产力下降。某些植物种类具有较大的茎叶比,也是导致其生产力较低的原因之一。

植物对光能的捕获取决于叶生理学和这些叶在冠层的展示位置的结合。因此,由于各个种的冠层结构不同,即它们的叶的大小、伸展角度等均有差异,其捕获光能的能力亦有所不同。它们捕获的光能波段及类型亦不同,有些捕获直射光,有些捕获散射光,因此,植物种类越多,所捕获的光能幅度较宽,其所捕获的光能越多,生产力亦越高。植物的生活型不同,决定它们在系统中处于不同的结构和地位。若由同样数目的同一生活型的种组成的系统与由不同生活型的种组成的系统相比较,后者的生产力肯定比前者高,这就是功能群假说。

对于森林来说,其生产力在发展的早期阶段呈增长趋势,但当森林发展到一定阶段,虽然仍处于旺盛阶段,其生产力却开始持续下降。对此现象的解释是随着生物量的增加,呼吸消耗亦随之增加,同时,整个林分水平的光合作用则保持不变或下降。

在种类单一的植物群落中,结构比较简单,植物利用空间的层次少,因而太阳能利用率低于物种丰富度高、层次结构复杂的植物群落,其生产力亦随之降低。因此,结构复杂的森林群落的生产力一般高于结构简单的群落。在森林群落的演替过程中,随着物种多样性的增加,群落结构组成越来越复杂,生产力随之上升;但到达一定阶段后,物种多样性不再上升,生产力水平也趋于稳定(彭少麟等,1993,1995;黄忠良等,1998)。

3.2 环境生态条件

环境因素对生产力的高低具有直接或间接的作用。生物多样性是生物及其与环境形成的生态复合体以及与此相关的各种生态过程的总和。因此,生态系统多样性和景观多样性也与生产力密切相关。由于不同地域的气候不同,所接受的太阳能不同,植物生长期的长短不同,因而不同地域的植物群落的年生产力也不同。

环境因子如土壤盐碱度和潮水高度会大大地降低物种的多样性但并不影响群落的生物量。在这种极端条件下,许多植物种被滤掉了,但是那些留下来的耐性较强的种可以达到较高的生物量。

生境的异质性给具有各种各样生境要求的植物生存提供了可能。在一个群落内,小生境的异质性给具有各种生境要求的植物的共存提供了条件,这就是生物多样性得以维持的一种重要机制,也是植物充分利用环境资源,维持较高生产力的一种重要机制。

植物物种多样性可能通过营养吸收的互补而影响营养循环。由于生态位的差异,不同的种能够从可利用的营养库部分获得它们各自所需要的营养,以及利用空间和时间的差异,使得总的营养吸收随着多样性的增加而增大,而淋溶损失随着多样性的增加而减少(David和Peter 1998)。在年际尺度上通过季节互补,总的资源利用会随着植物多样性的增加而增加。一般说来,资源利用率高,生产力亦会高。因此,生产力随着植物多样性的增高而增高。

农作物的混作正是应用资源互补理论,有充分的理由相信这种方式确能较单作增产(Vandermeer, 1988)。因此,理论上和实践上都表明资源互补理论的可靠性。

4 结语

综合以上分析结果,笔者认为植物物种多样性与生产力之间可能存在正相关关系。进

一步的论证还需要大量的实验结果。当然,在特殊情况下,可能会出现不同的结果。例如,由具有相同生态位的种组成的植物群落和主要由具有不同生态位的种组成的群落,由于种间竞争和冗余,其物种多样性与生产力的关系应有较大差异。前者的物种多样性对生产力的影响不会太大,而后的物种多样性与生产力应是正相关关系。植物的生活型不同,决定它们在系统中处于不同的结构和地位。若由同样数目的同一生活型的种组成的系统与由不同生活型的种组成的系统相比较,后者的生产力肯定比前者高。在此基础上分析,功能群假说与物种多样性影响生产力的观点并不矛盾。

上述观点的理论基础是生境异质性理论。生境的异质性给具有各种各样生境要求的植物生存提供了可能。在一个群落内,小生境的异质性给具有各种生境要求的植物的共存提供了条件,这就是生物多样性得以维持的一种重要机制,也是植物充分利用环境资源,维持较高生产力的一种重要机制。物种丰富的群落由于多种复合体的生态特性幅度宽,因而可能覆盖更宽的异质生境。因此,它们利用的资源更充分,从而具有较高的生产力。

因此,生物多样性与生产力的关系错综复杂,必须根据不同的空间和对象来进行分析。研究的尺度不同,往往得出不同的结果。目前还没有获得普遍认同的结论,许多假说还有待从实验和理论上进一步论证。

参考文献

- 马克平. 1997. 生态系统多样性. 见蒋志刚、马克平、韩兴国(主编). 保护生物学. 杭州: 浙江科学技术出版社
- 党承林. 1998. 植物群落的冗余结构—对生态系统稳定性的一种解释. 生态学报, 18(6): 665~672
- 黄忠良, 孔国辉等. 1998. 鼎湖山森林生物多样性动态研究. 生物多样性, 6(2): 116~121
- 彭少麟, 王伯荪. 1993. 鼎湖山森林群落演替之研究. 热带亚热带植物学报, (试刊2): 34~42
- 彭少麟, 方炜. 1995. 南亚热带森林演替过程生物量和生产力动态特征. 生态科学, 2: 1~8
- Aarssen, L. W. 1997. High productivity in grassland ecosystems: Affected by species diversity or productive species? *Oikos*, 80: 183~184
- Bertness, M. D. and G. H. Leonard. 1997. The role of positive interactions in communities: lessons from intertidal habitats. *Ecology*, 78: 1976~1989
- Wilsey B. J. and C. Potvin. 2000. Biodiversity and ecosystem functioning: importance of species evenness in an old field. *Ecology*, 81(4): 887~892
- Brown, J. H. 1988. Species diversity. in Myers, A. A. & P. S. Giller (eds.) *Analytical Biogeography*. London: Chapman & Hall, 57~89
- David, U. H. and Peter M. V. 1998. Effects of plant composition and diversity on nutrient cycling. *Ecological Monographs*, 68(1): 121~149
- Ehrlich, P. R. and A. H. Ehrlich. 1981. *Extinction. The causes consequences of disappearance of species*. New York: Random House
- Gary, G. M., F. S. Christopher, S. M. Schiner, K. L. Gross, H. L. Reynolds, R. B. Waide, M. R. Willig, S. I. Dodson and L. Gough. 2001. What is the observed relationship between species richness and productivity? *Ecology*, 82(9): 2381~2396

- Grime, J. P. 1997. Biodiversity ecosystem function: The debate deepens. *Science*, 277: 1260
- Grime, J. P., 1997. The humped-back model: a response to Oksanen, *Journal of Ecology*. 85: 97~98
- Huston, M. A. 1997. Hidden treatments in ecological experiments: re-evaluating the ecosystem function of biodiversity. *Oecologia*, 110: 449~460
- Kaiser, J. 2000a. Rift over biodiversity divides ecologists. *Science*, 289: 1282~1283
- Lawton, J. H. and V. K. Brow 1993. Redundancy in ecosystems. In: Schulze, E. D. and H. A. Mooney eds. *Biodiversity and ecosystem function. Ecological Studies Analysis and Synthesis*. 99: 255~279
- Rosenzweig, M. L. and Z. Abramsky. 1993. How are diversity and productivity related? In Ricklefs, R. E. and D. Schluter eds. *Species diversity in Ecological communities*. Chicago: The University of Press, Chicago 60637
- Mulder, C. P. H., Uliassi, D. D. and D. F. Doak. 2001. Physical stress and diversity-productivity relationship: the role of positive interaction. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 98: 6704~6708
- Naeem, S., K. Hakenson, J. H. Lawton, M. J. Crawley, and L. J. Thompson. 1996. Biodiversity and plant productivity in a model assemblage of plant species. *Oikos* 76: 259~264
- Naeem, S., L. J. Thompson, S. P. Lawler, J. H. Lawton, and R. M. Woodfin. 1994. Decling biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature*, 368: 734~737
- Naeem, S., L. J. Thompson, S. P. Lawler, J. H. Lawton, and R. M. Woodfin. 1995. Empirical evidence that declining species diversity may alter the performance of terrestrial ecosystems. *Philosophical transactions of the Royal Society of London B*. 347: 249~262
- Legendre, P. and M. J. Anderson. 1999. Distance-Based Analysis: Testing Multispecies Responses in Multi-factorial Ecological Experiments. *Ecological Monographs*, 69 (1): 1~24
- Waide, R. B., M. R. Wilig, C. F. Steiner, G. Mittelbach, L. Gough, S. I. Dodson, G. P. Juday, and R. Parmenter. 1999. The relationship between productivity and species richness, *Annual reviews Ecology & Systematics*. 30: 257~300
- Rapson, G. L., K. Thompson and J. G. Hodgson. 1997. The humped relationship between species richness and biomass_testing its sensitivity to sample quadrat size, *Journal of ecology*. 1997, 85: 99~100
- Marañón, T. and L. V. García. 1997. The relationship between diversity and productivity in plant communities: facts and artifacts. *Journal of Ecology*. 85: 95~96
- Tilman, D. and J. A. Downing. 1994. Biodiversity and stability in grasslands. *Nature*, 367: 363~365
- Tilman, D. D. Wedin and J. Knops. 1996. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature*, 379: 718~720
- Tilman, D., C. L. Lehman, and K. T. Thomson. 1997. Plant diversity and ecosystem productivity: Theoretical considerations. *Proceedings of the national Academy of Sciences (USA)*. 94: 1857~1861
- Tilman, D. 1999. The ecological consequences of changes in biodiversity: A search for general principles. *Ecology*, 80 (5): 1455~1474
- Vandermeer, J. H. 1988. *The ecology of intercropping*. New York: Cambridge University Press
- Yachi, S. and M. Loreau. 1999. Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: the insurance hypothesis. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 96: 1463~1468
- Baskin, Y. 1994. Ecosystem function of biodiversity. *Bioscience*. 44 (10): 657~660

The Relationship between Plant Species Richness and Production

Huang Zhongliang

(Dinghushan Arboretum, South China Institute of Botany, Chinese academy of science, Zhaoqing, Guangzhou, 526070)

Abstract The relationship between species richness and productivity has been the focus of controversion controversial. Theoretical approaches to this issue occur in three categories: (1) a positive, linear relationship; (2) a positive nonlinear relationship; or (3) no relationship between species richness and productivity. There are two kinds of hypotheses to explain the mechanism. According to the data of factors affecting productivity, the species biological characters and their habitat conditions that affect the species richness and productivity are analyzed. We conclude that the relationship between species richness and productivity is positive linear with some exceptions. It is similar to the "unimodal" (hump-shaped) hypothesis, but the theoretical basis is environmental heterogeneity. There are some special cases, which are related to the biological characters of species. It is similar to the hypothesis of function group.

Key words Species diversity, Productivity, Resource complement, Habitat variety

西双版纳热带次生林林窗不同 热力作用面特征分析^{*}

张一平 窦军霞 马友鑫 刘玉洪 郭萍 王进欣

(中国科学院西双版纳热带植物园, 昆明 650223)

摘要 利用西双版纳雾凉季和干热季热带次生林林窗区域小气候要素的观测资料, 探讨了昼间林窗区域不同热力作用面的热力特征。通过分析林窗边缘树表温和林窗地表温的变化, 发现各个热力作用面的热力效应随季节、位置和时刻的不同有着明显差异。在受浓雾影响的上午, 林窗地面热力作用较强; 在受太阳直接辐射影响较大的中午和下午, 林窗东侧林缘壁面、林窗东侧一东北侧地面的热力作用显著, 中午以林窗地面作用较强; 而下午则以林窗边缘墙面作用较强, 部分方位林窗边缘林墙壁面的热力作用甚至强于林窗地表面。这表明林窗边缘林墙壁面具有不可忽视的热力作用, 是林窗区域除林冠面、林窗地表面和林内地表面之外的又一新的热力作用面。这一结果可为进一步研究林窗小气候形成机制提供研究基础, 为研究林窗更新及生物多样性影响提供科学参考。

关键词 热带次生林 林窗 林窗边缘林墙壁面 热力作用面 西双版纳

1 引言

因林窗的发生而导致的环境异质性, 对林窗内物种分布、种群动态以及物种多样性所产生的影响, 以及对各种森林类型的演替和更新所起的重要作用早已被广泛关注 (Bazzaz 和 Wayne, 1994; Bongers 和 Popma, 1988; Brokaw, 1985; Canham, 1990; Clark, 1990a, b)。但对林窗环境异质性的研究, 主要集中在各种环境要素水平方向的时空变化上 (Canham, 1990; Denslow, 1980), 对垂直方向上存在的环境异质性问题关注较少 (张一平等, 1999, 2000)。

由于树木具有一定高度 (特别是热带森林), 因此在林窗区域构成了立体空间, 在立体空间因太阳辐射造成的差异, 将引起林窗区域的各热力作用面 (林冠面、林缘壁面、林内地表面和林窗地表面等) 表面温度时空分布的差异, 即产生各热力作用面热力效应时空分布的不同。植物是变温有机体, 其温度变化近似于环境温度, 植物的生理活动, 特别是光合、呼吸和蒸腾作用, 根吸收水分和养分的能力均受温度影响; 同时, 温度的变化能引起环境中其他因子的改变, 形成不同的小气候微环境, 最终影响植物的生长、发育。

以往研究中忽视了对林窗边缘、林墙壁面表面温度时空变化规律的探讨, 忽视了林墙

^{*} 云南省自然科学基金项目 (98C098M)、国家自然科学基金项目 (39770141)、中国科学院“九五”重大项目 (KZ951-A1-104-01) 和中国科学院院长基金部分研究结果。

壁面与林窗区域其他热力作用面热力效应的比较,这对全面认识林窗环境异质性和深入开展林窗研究是十分不利的。

本文根据 1998 年 12 月至 1999 年 4 月期间,在西双版纳地区热带次生林林窗小气候观测资料,试对林窗区域各热力作用面特别是林墙壁面的热力特征进行初步分析,为进一步探讨林窗环境异质性、林窗更新、林窗小气候形成机制和林窗内生物多样性等问题提供科学依据。

2 研究地概况与研究方法

2.1 研究地概况

西双版纳位于云南省南部,终年受西南季风控制,属热带季风气候,一年中有干热季(3~4月)、湿热季(5~10月)和雾凉季(11~2月)之分(Zhang Keying, 1966)。在雾凉季的晴天,雾浓且维持时间长,一般夜间理名言 22:00 后,逐渐起雾,在中午 12:00 时才逐渐消散;干热季与雾凉季相比,雾生成时刻较迟,维持时间也较短,一般雾在夜间 23 时之后形成,而在上午 10:00 时左右就逐渐消散。

本次观测的样地设在中国科学院西双版纳热带植物园的次生演替研究长期试验地内($21^{\circ}54'N$, $101^{\circ}46'E$, 海拔 580m)。是热带季节性雨林经过刀耕火种后,撂荒恢复起来的次生林,林木高度多在 10~16m。林冠季相变化以干热季稀朗,湿热季后期和雾凉季密集,群落结构复杂,成层现象明显,可划分为乔木层、灌木层、草本层及层间植物四个层次(Tan Jianwei 等, 1998);乔木层主要有自然更新的白背桐(*Mallotus paniculatus* (Lam.) Muell. -Arg.)、灯台树(*Alstonia scholaris* (Linn.) R. Br.)、云南石梓(*Gmelina arborea* Roxb.)、毛紫薇(*Lagerstroemia tomentosa* Presl)、榕树(*Ficus microcarpa* Linn. f.)、窄序岩豆树(*Millettia leptobotrya* Dunn)、潺槁木姜子(*Litsea glutinosa* (Lour.) C. B. Rob.)等;灌木层为狭叶楠木(*Phoebe lanceolata* (Wall. ex Nees) Nees), 笔管榕(*Ficus superba* Miq. Var. *japonica* Miq.), 苦竹(*Pleioblastus amarus* (Keng) Keng f.)等;草本植物主要有马唐(*Digitaria ciliaris* (Retz.) Koel.)、竹叶草(*Oplismenus compositus* (Linn.) Beauv.)等;层间植物主要是爪哇下果藤(*Gouania javanica* Miq.) (Tan Yong et, 1998)。土壤为砖红壤。

2.2 研究方法

本文所选择的林窗(图 1)形成于 1993 年,在 1998 年 12 月对林窗内的植物进行了清伐。图 1 中的内圈线为实际林窗边缘(林缘树冠垂线处),外圈线为扩展林窗边缘(林缘树干处)。该林窗为南北向长(约 12 m),东西向短(约 8 m)的长型林窗,北侧和东北侧的林冠冠幅较大(约 5 m),其他各侧冠幅较小(约 1~3 m)。实际林窗面积为 51 m^2 ,扩展林窗面积约 199 m^2 。

在林窗内沿 S~N、E~W、SE~NW、SW~NE 设置 4 条观测样线,每条样线设置 7 个观测点,考虑到边缘效应的影响,观测点设为不等距分布,分别位于林窗中央、实际林窗边缘、扩展林窗边缘和

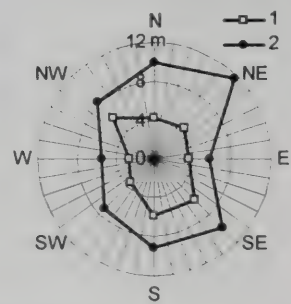


图 1 次生林林窗轮廓
Figure 1 The out-line of secondary forest gap

1. 林窗边缘 The edge of gap;

2. 扩展林窗边缘 The edge of extended gap

林内。观测要素为地上 1.5m 高处最高、最低气温和气温（最高、最低温度表），光照（数字式照度计）以及地表面温度；在林窗边缘的东（E）、南（S）、西（W）、北（N）侧（以林窗中央为基准，下同）和林内观测树干不同高度（0 m、0.5m、1 m、2 m、4 m、8 m、12 m、16 m 树冠下）树干的表面温度（红外辐射温度计，COMPAC3，日本国 Minolta 株式会社）。—

观测在 1998 年 12 月 4~21 日，1999 年 1 月 23~24 日，3 月 12~14 日和 4 月 12~13 日的昼间（8:00~20:00）进行，每小时正点观测一次，观测期间天气晴好。

本文乃是利用林窗东、南、西、北边缘的及林内不同高度树表温、林内（4 方位平均）地表温及林窗（不同方位平均）地表温观测资料，对林窗区域不同热力作用面的热力特征进行分析所得的初步结果。

3 结果与分析

由于西双版纳地区雾凉季（11~2 月）和干热季（3~4 月）的气候状况和林冠结构有较大差异，所以分为雾凉季（1998/12 和 1999/01 平均）和干热季（1999/03 和 1999/04 平均）进行讨论。

3.1 各热力作用面表面温度时间变化

3.1.1 林窗和林内地表面温度的时间变化

林窗地表温的时间变化如图 2a 所示。可见在雾凉季和干热季，林窗地表面受太阳直接辐射影响不同。受太阳直接辐射较少的雾凉季，林窗地表面温度早晚较低，中午、下午稍高，随时间变化较小，表面温度最高值为 20.4℃（13:00）；而干热季林窗地表温虽然同样是早晚低、中午高，但随时间变化幅度较大，并且由于太阳高度角增大，林窗地表面接受到的太阳直接辐射量增加，昼间地表温均高于雾凉季，最高温度可达 36.7℃，但出现时刻（14:00）晚于雾凉季。

由图 2b 可见，雾凉季和干热季林内地表温度随时间变化幅度均较小。但干热季林内地表温度高于雾凉季，最大值雾凉季为 18.6℃（16:00），干热季度为 27.5℃（15:00）。

3.1.2 树冠表面温度的时间变化

由于条件所限，未能直接观测林冠面温度，利用 4 方位林窗边缘和林内树冠下表面温度的平均值间接对其时间变化趋势进行讨论。如图 2c 所示，干热季和雾凉季林冠下表面温度的时间变化趋势十分相似。13:00 前，表面温度随时间的推移迅速升高，13:00~17:00 时之间，温度变化幅度较缓。另外，与林窗和林内地表面情况相同，林冠下表面温度干热季总高于雾凉季，最大值雾凉季为 22.2℃

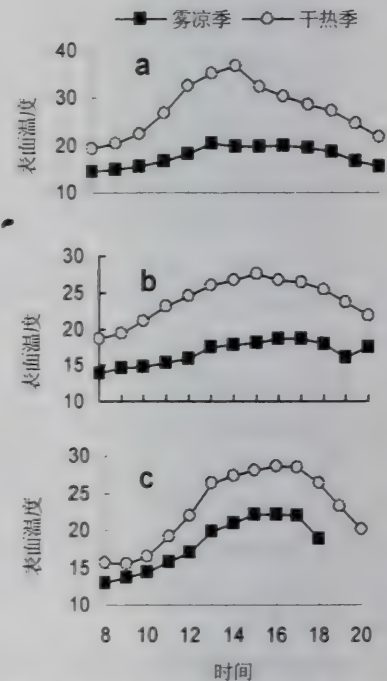


图 2 林窗地表温、林内地表温及林冠下树表温 a 林窗地表温; b.林内地表温; c.林冠下树表温

Figure 2 soil surface temperature of canopy gap and interior, surface temperature under canopy

a. soil surface temperature of canopy gap; b. soil surface temperature of interior; c. surface temperature under canopy

(15:00), 干热季为 28.6℃, 出现在 16 时。

3.1.3 林窗边缘林墙壁面

林窗边缘林墙壁面是林窗区域除林窗地面、林内地面和林冠面之外的第 4 个界面, 林窗 4 方位边缘树表温的时空分布如图 3 所示。

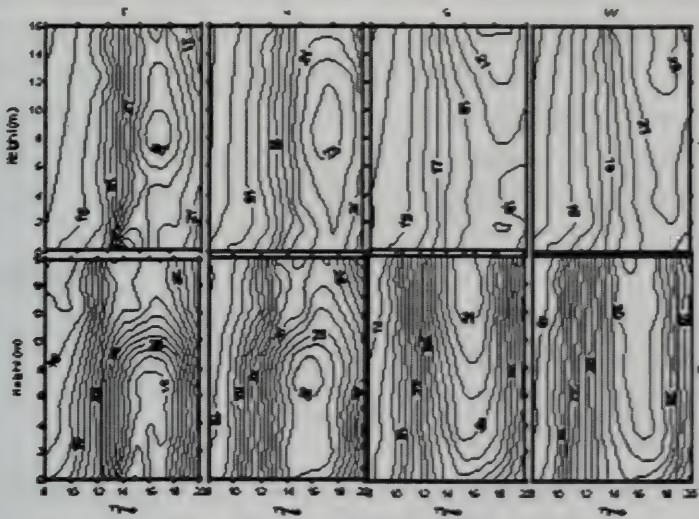


图 3 雾凉季、干热季林窗边缘树表温时间变化

a. 雾凉季; b. 干热季; E. 东侧; N. 北侧; S. 南侧; W. 西侧

Figure 3 temporal variation of trunk surface temperature at the edge of gap in fog-cool and dry-hot season

a.fog-cool season; b. dry-hot season; E. east edge; N.north edge; S.south edge; W.west edge

在雾凉季 (图 3a), 林窗 4 方位边缘树表温受雾的影响, 不同时刻的分布有着明显差异。上午 12:00 前, 林窗 4 方位边缘树干表面温度在高度 4m 以下基本上是呈现降低趋势, 4m 以上变化较小; 中午 12:00 后雾散日出, 受太阳辐射的影响, 林窗不同方位边缘表面温度的垂直分布出现较大差异。其中, 林窗东侧和北侧边缘 (图 3aE、N) 树干受到太阳的直接照射, 树干表面温度升高较快, 表面温度较高, 并且在树干中部, 形成表面温度的高值区, 特别是在 15:00~16:00 表面温度出现最大值, 导致林窗东侧和北侧边缘的树表温垂直分布形成了上、下部的不同变化趋势: 高度 8m 以下, 表面温度随高度增高而升高; 高度 8m 以上, 则随高度增加而递减。另外, 在 13:00, 林窗东侧边缘的树根基处 (0m) 出现表面温度高值区。林窗南侧和西侧边缘 (图 3a, S、W), 虽然在下午树干表面温度均有升高, 但是除林冠外, 树干基本上没有太阳直接照射, 16 时前后以树冠下方 16m 处为中心形成表面温度高值区, 树表温随高度增加而递增, 形成逆温分布。

干热季各方位树表温的时空分布 (图 3b) 规律与雾凉季相近, 但干热季的各方位树表温的时间变率和垂直变率均大于雾凉季。在上午各方位的树表温随高度变化较小。下午林窗北侧和东侧边缘树干中部出现树表温的高值区, 表面温度最大值分别可达 31.1℃ (N 侧) 和 32.1℃ (E 侧), 导致树干表面温度垂直分布出现低—高一—低的分布型。南侧和西侧边缘的树表温垂直分布仍是上高下低分布型, 林冠下方为树表温高值区。

3.2 不同热力作用面的表温差异

为定量比较林窗区域不同热力作用面热力效应的差异,以林内地表面温度的平均值为基准,求算其他热力作用面表面温度与它的差值,对不同热力作用面的热力特征进行分析。

3.2.1 林窗地表面

由图 4a 可见,在雾凉季和干热季,除 20:00 外,昼间林窗地表面温度均高于林内地表面。表明昼间绝大部分时间,林窗地表面的热力效应强于林内地表面。但雾凉季林窗地表面与林内地表面温差变化幅度较小,最大温差为 2.9°C (13:00);而干热季由于雾消散时刻较早、太阳高度角较大,林窗地表面能够接受到更多的太阳辐射,获得更多的热量,因而林窗地表面与林内地表面的温差值昼间均高于雾凉季,变化幅度也较大,最大温差值为 10.0°C (14:00)。说明干热季林窗地表面的热力作用显著强于林内地表面。

3.2.2 林冠面

林冠下方表面与林内地表面温差变化如图 4b 所示。雾凉季除个别时刻外,林冠下方表面温度均高于林内地表面温,差值最大值为 4.2°C (15:00),表明雾凉季昼间绝大部分时间,林冠面的热力效应强于林内地表面。干热季只是昼间 13:00~18:00 时之间,林冠下方表面温度高于林内地表面,差值最大值为 2.2°C (17:00)。说明干热季林冠面的热力效应强于林内地表面的时间较短,其热力作用强度也较弱。

3.2.3 林窗边缘林墙壁面

由雾凉季差值时间分布(图 5a)可见,4 方位林窗边缘各高度树表温在上午 10 时前均略低于或接近林内地表面温,11:00 左右,差值已经全部由负转正。12:00 后,随着雾散日出,太阳辐射的增强,4 方位林窗边缘树表温与林内地表面温差值进一步增大,并先后在不同高度树干表面形成差值高值区。特别是受太阳直接照射的林窗东侧和北侧边缘,在树干中部出现的差值高值区现象尤为显著,差值最大值分别可达到 9.0°C (15:00)和 6.0°C (15:00)。南侧和西侧边缘因受冠层向下传热影响,在树干上部形成差值高值区,但最大差值较小。

干热季(图 5b)由于雾消散时刻较早、太阳高度角较大,并且冠层较稀疏,使得林内地表面可以接

受到较多的太阳辐射,地表温度较高,从而导致各方位林窗边缘与林内地表面温之差由正转负时刻较晚,且林窗东侧和北侧边缘树干中部差值高值区的差值最大值比雾凉季小,最大差值分别为 5.6°C (17:00)和 4.1°C (16:00),出现时刻也比雾凉季晚。林窗南侧和西侧边缘树干表面则受冠层向下传热影响较强,差值高值区面积比雾凉季时略大,差值最大

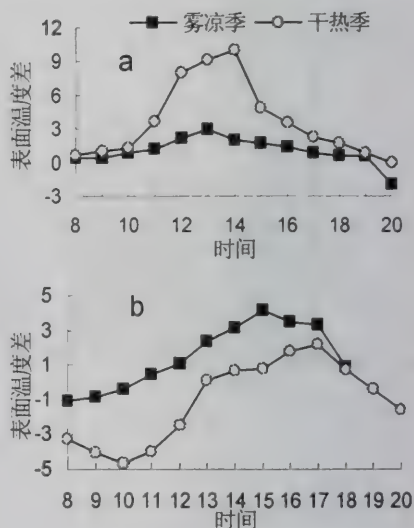


图 4 雾凉季、干热季林窗地表面、林冠下树表温与林内地表面温

a.林窗地表面与林内地表面温; b.林冠下树表温与林内地表面温

Figure 4 difference of soil surface temperature between gap and interior of forest, difference between surface temperature under canopy and soil surface temperature of interior in fog-cool and dry-hot season

值也比雾凉季时高。

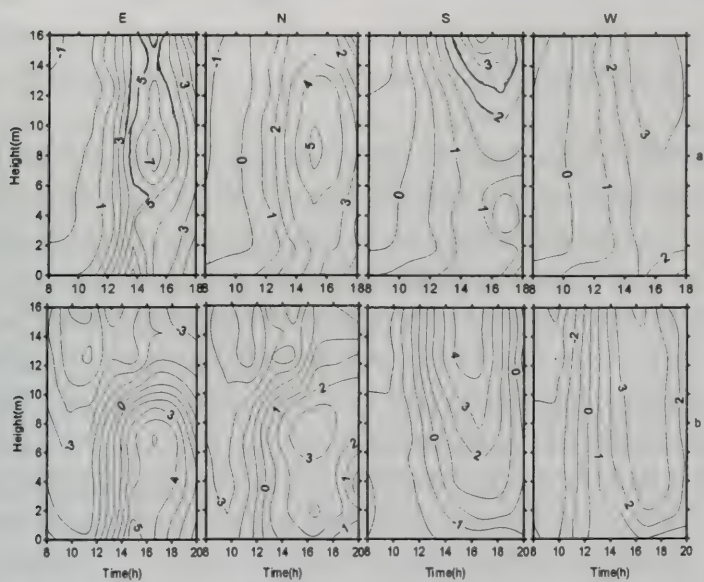


图5 雾凉季、干热季林窗边缘树表温与林内地表温差值时间分布
a.雾凉季; b.干热季; E.东侧; N.北侧; S.南侧; W.西侧

Figure 5 temporal variation of difference between trunk surface temperature at the edge of gap and soil surface temperature of interior

a.fog-cool season b.dry-hot season E.east edge N.north edge S.south edge W.west edge

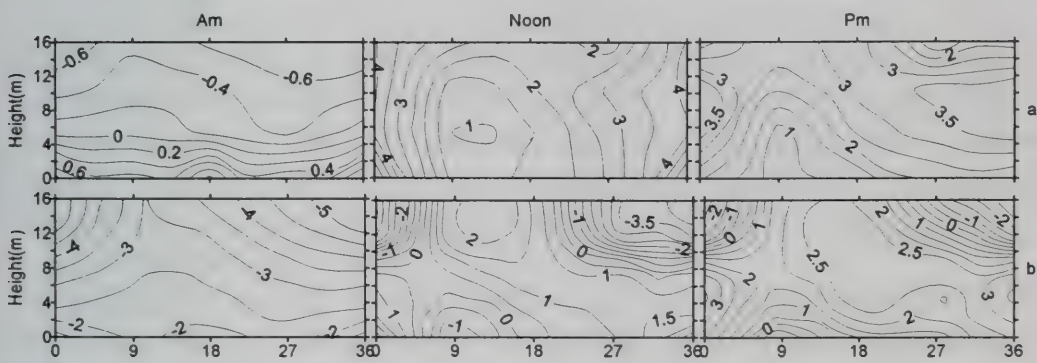


图6 雾凉季和干热季林窗边缘树表温与林内地表温差值空间分布
a.雾凉季; b.干热季; Am.上午; Noon.中午; Pm.下午

Figure 6 spatial variation of difference between trunk surface temperature at the edge of gap and soil surface temperature of interior
a.fog-cool season; b.dry-hot season

另外，从差值空间分布图（图 6）可以明显看出：雾凉季上午各方位差值随高度的增

加而递减, 大约在 5m 左右, 差值由正转负, 显示了雾凉季上午林窗边缘林墙面下部热力作用强于林内地表面; 中午和下午, 各方位林窗边缘树表温均高于林内地表温, 并且下午差值进一步增大, 在东侧和北侧边缘树干中部形成的差值高值区现象也更加明显, 表明雾凉季中午和下午林窗边缘林墙面 (特别是林窗东侧和北侧边缘林墙中部) 的热力作用强于林内地表面。

干热季上午差值均为负, 且差值绝对值大于雾凉季, 说明干热季上午林内地表面的热力作用大于林缘林墙壁面; 中午, 随着林窗边缘树干表面温度升高, 部分区域差值为正, 表明在干热季中午部分林墙面的热力作用已大于林内地表面; 下午, 差值大于零区域面积扩大, 差值提高, 表明下午林墙壁面的热力作用进一步增强。

从以上分析可以看出, 林窗边缘林墙壁面具有不可忽视的热力作用, 并且在林窗边缘, 不同时间、不同位置, 其热力效应不同。林墙壁面的热力作用在上午、中午、下午具有明显差异, 并且随所处位置的不同而各异。

3.3 林窗区域各热力作用面热力效应的比较

为了更好比较林内地表面、林窗地表面、林冠面及各方位林窗边缘林墙壁面之间热力效应强度大小, 分别统计了各热力作用面表面温度上午 (8:00~11:00)、中午 (12:00~15:00) 和下午 (林冠面和林缘壁面在雾凉季是 16:00~18:00, 在干热季是 16:00~20:00) 的平均值。其中, 林窗地表温为林窗中央和 4 方位实际林窗边缘地表温的平均值; 林冠下树表温为 4 方位林窗边缘树冠下和林内林冠下树表温平均值; 各方位林窗边缘树表温为林窗边缘各高度 (0.5~12m) 树表温的平均值。

表 1 不同热力作用面表面温度平均值 (℃)
Table 1 mean surface temperature of different thermal active surfaces

	雾凉季			干热季		
	上午	中午	下午	上午	中午	下午
林内地表温	14.6	17.3	17.7	20.5	26.2	24.8
林窗地表温	15.3	19.5	18.0	22.2	34.2	26.4
林冠下树表温	14.2	20.0	21.0	16.5	26.0	25.3
林窗东侧边缘树表温	14.7	21.5	21.5	17.7	26.7	27.0
林窗南侧边缘树表温	14.6	18.3	19.6	18.1	25.8	25.4
林窗西侧边缘树表温	14.0	18.3	20.3	18.2	27.0	27.3
林窗北侧边缘树表温	14.4	19.6	21.3	17.5	26.6	26.7

从表 1 可以看出, 雾凉季的上午, 受地方气候 (浓雾) 的影响, 太阳直接辐射较少, 各表面的平均温度差异较小, 林窗地表面的热力作用略强, 而其他各侧林墙壁面及林冠面的热力作用甚至低于林内地表面; 中午, 受到太阳直接照射的东侧林墙壁面增温速度最快, 热力作用最强, 同样接受太阳直接辐射的林冠面和北侧林墙壁面的表面温度升高也很快, 其热力作用强度均超过林窗地表面; 南侧和西侧林墙壁面的热力作用也已强于林内地表面; 下午, 各方位林缘壁面的热力作用均已超过林窗地表面, 接近、甚至超过林冠面, 其中以

东侧林墙壁面最强。显示了林缘壁面不可忽视的热力效应。

与雾凉季相比,由于干热季植物处于换叶期,树冠较稀疏,加之雾的消散时刻较雾凉季早,且太阳高度角较大,各热力作用面所获得的太阳辐射量较多,因而各时段各热力作用面的热力效应强度均大于雾凉季。干热季的上午,各表面间的温度差异大于雾凉季,以林窗地表面的热力作用最强,其次为林内地表面,而具有一定高度的林缘壁面和林冠面的热力作用均较弱。中午,受太阳直接辐射影响最大的林窗地表面热力作用仍是最强,而获得太阳直接辐射的林墙壁面(E、N、W)的表温均大幅度升高,且超过林内地表面,显示了较强的热力效应;而树冠下和南侧林墙壁面的热力效应也已接近林内地表面。下午,林缘壁面显示了较强的热力效应,各方位壁面平均表温均高于树冠下平均表温和林内平均地表温,其中E、N、W方位的壁面平均表温甚至高于林窗平均地表温,同样显示了林缘壁面强大的热力效应。

通过以上分析,可以看出林缘林墙壁面具有很强的热力作用,特别是受太阳直接辐射影响较大的中午和下午,已达到不可忽视的热力强度,部分方位林墙壁面的热力作用甚至强于林窗地表面。因此可以进一步确认,林窗边缘林墙壁面是林窗区域新的热力作用面。这不可避免地对林窗内的小气候分布产生差异,影响林窗边缘生物的生长、发育,最终影响林窗的演替、更新。

4 讨论

本文通过对西双版纳雾凉季和干热季林窗区域不同热力作用面热力效应强度大小的比较,初步确认了林窗区域的林缘壁面存在不可忽视的热力效应,认为除已知的林冠面、林内地面和林窗地表面这3个热力作用面之外,还存在第4个热力作用面——林窗边缘林墙壁面。

我们认为,森林边缘的热力效应不仅在水平空间存在,而且在立体空间也同样存在,并且其作用是不可忽视的。对此进行更为深入细致的研究,对全面认识林缘环境异质性、对林缘的生物多样性、生态位影响以及森林生态系统结构与功能都是十分必要的。但是目前研究仅处于初步阶段,还存在相当多需要深入探索之处:在林窗边缘林墙壁面,除树干表面温度之外,气温、湿度、风速、光照等是否有同样现象?林缘林墙壁面立体小气候效应对林缘幼苗的生长、发育、树木的侧向生长等影响的生理机制及其对林缘的生物多样性和生态位的影响程度如何?

林窗边缘林墙壁面的立体小气候效应不仅对林窗区域的热力特征等产生影响,对探讨林窗边缘植物的侧向生长,林窗边缘物种多样性等问题也有很实际的意义,对此进行更深入的探讨将是今后的研究内容。

参考文献

- 张一平等. 1999. 热带次生林林窗边缘树干表面温度时空分布特征. 南京林业大学学报, 23(6): 7~10
张一平等. 2000. 西双版纳热带次生林林窗边缘树表温时空分布特征初步分析. 北京林业大学学报, 22(3): 8~13
Bazzaz, F. A. and P. M. Wayne. 1994. Coping with environmental heterogeneity: The physiological ecology

- of tree seedling regeneration across the gap-understory continuum. San Diego: Academic Press, 349~390
- Bongers, F. and J. Popma. 1988. Tree and gaps in a Mexican tropical rain forest. Ph D thesis, University of Utrecht, 185
- Brokaw, N. V. L. 1985. Treefalls, regrowth and community structure in tropical forest. In: Pickett, S. T. A., P. S. White eds. Ecology of Nature Disturbance and Patch Dynamic. Orlando: Academic Press, 53~69
- Canham, C. D. 1990. Light regimes beneath closed canopies and tree-fall gaps in temperate and tropical forest. Canada Journal Forest Resource, 20: 620~626
- Clark, D. B. 1990. The role of disturbance in the regeneration of neotropical moist forest. In bawa, K. S. and M. Hadley eds, 291~315
- Clark, D. B. 1990. Reproductive ecology of tropical forest plants. Paris: MAB—UNESCO Series, Unesco, 7: 291~315
- Denslow, J. S. 1980. Gap partitioning among tropical rainforest trees. Tropical succession, 12: 47~55
- Nunez-Farfan, J., R. Dirzo. 1998. Within-gap spatial heterogeneity and seedling performance in a Mexican tropical forest. Oikos, 51: 274~284
- Platt, W. J., D. R. Strong. 1989. Special Feature-Gaps in forest ecology. Ecology, 70 (3): 535
- Yong, T., M. Cao, J. Zhang and C. Sheng. 1998. Study on the soil send bank and seed rain of *Mellotus paniculatus* forest in Xishuangbanna, Acta meteorological Sinica, 22 (6): 505~512
- Tang, J., J. Zhang, Q. Song, M. Cao, Z. Feng, C. Dang and Z. Wu. 1998. A Preliminary study on the biomass of secondry tropical forest in Xishuangbanna, Acta meteorological Sinica, 22 (6): 489~496
- Zhang, K. 1966. Abecedarian analyses on the characteristics and take shape factors of climate in the south of Yunnan. Acta meteorological Sinica, 33 (2): 210~230

THERMAL CHARACTERISTICS OF DIFFERENT THERMAL ACTIVE SURFACES OF CANOPY GAP IN TROPICAL SECONDARY FOREST , XISHUANGBANNA

Zhang Yiping Dou Junxia Ma Youxin Liu Yuhong Guo ping Wang Jinxin

(Xishuangbanna Tropical Botanical Garden, Kunming 650223)

Abstract Based on the measurements of microclimatic elements of canopy gap in tropical secondary forest in fog-cool and dry-hot seasons in Xishuangbanna, the daytime thermal characteristics of different thermal active surfaces in canopy gap were discussed. By analyzing variation of trunk surface temperature of vertical active surface and soil surface temperature of canopy gap, the authors found that thermal effect of active surfaces presented significant difference with the variation of season, placement and time. In the morning, influenced by the heavy fog, thermal effect of soil surface of canopy gap was stronger. While at noon and in the afternoon, due to strong solar direct irradiation, thermal effect of east vertical active surface and east ~ northeast soil surface of canopy gap was marked. Thermal effect of soil surface of canopy was greater at noon and thermal effect of vertical active surfaces was stronger in the afternoon. Moreover, thermal effect of some vertical thermal active surfaces was even stronger than that of soil surface of canopy gap in the afternoon. These facts suggested that thermal effect of vertical active surface could not be negligent and vertical thermal active surface was a new kind of thermal active surfaces besides forest canopy surface, soil surface of canopy gap and soil surface of the forest. The results would supply a research basis for understanding microclimatic formation of canopy gap and for studying forest succession and effect of forest biodiversity.

Key words Tropical secondary forest, Canopy gap, Vertical thermal active surface, Thermal active surface, Xishuangbanna

西双版纳地区气候变化与森林片断化

^{1,2}马友鑫 ²郭萍 ²张一平 ²李佑荣 ²刘玉洪

(1 中国科学院沈阳应用生态研究所, 沈阳 110015;

2 中国科学院西双版纳热带植物园, 昆明 650223)

摘要 根据 1959~1994 年西双版纳地区 3 个气象观测站的年均(和季平均)气温、最高和最低气温、地面温度、降水、相对湿度、日照时数、雾日数和雾持续时间资料, 分析了 35 年来该地区气候变化特征。结果表明, 温度增加显著, 这种增温以夜间贡献为主; 而降水、相对湿度、年雾日数和雾持续时间则明显减少。本文讨论了这种地方气候变化与森林片断化之间的联系。

关键词 气候变化 森林片断化 森林—大气耦合 森林结构 热带地区

1 前言

西双版纳地区位于热带北缘, 属于西南季风气候类型。自 1980 年以来, 我国气候学家开始关注该区气候变化规律的研究。张克映和张一平(1984)和 Zhang(1986)对辖区景洪站 1954~1980 年气候变化进行了对比研究, 随后将研究扩大到辖区四站(景洪、勐腊、勐海和勐龙)(Zhang 等, 1992), 指出森林减少是造成地方气候变化的主要原因。近年来相继开展了对景洪降水、气温(王宇, 1996)、雾(宫世贤等, 1996)的气候变化分析, 以及城市热岛效应研究(李红梅等, 1997)。本文把资料补充到 1994 年, 综合考虑各气象要素来研究西双版纳近 35 年来气候变化, 并从森林片断化角度来探讨其变化原因。

2 研究方法

西双版纳有 4 个国家气象观测站, 即景洪、勐腊、勐海和勐龙, 它们分布在海拔高度 550~1 200m 的山间盆地, 其中景洪站 20 世纪 80 年代中期后城市热岛效应显著, 本文进行资料平均处理时剔除了该站。所用资料的时间序列时段除雾持续和雾消时间外均为 1959~1994 年。资料处理方法如下: 对勐腊、勐海和勐龙三站气象资料相加平均, 求出各要素逐年距平值及其 5 年滑动平均值的时间序列变化, 同时对线性趋势进行显著性检验。

3 结果

3.1 温度

年平均气温(图 1a)和年平均地面温度(图 1b)的距平值在 1959~1979 年时段分别

平均为 -0.2°C 和 -0.3°C , 呈现 <0 趋势; 但在1980~1994年之间, 距平值则 >0 (均为 $+0.3^{\circ}\text{C}$), 表现出增暖现象, 不过这种增暖作用小于全国平均水平 (陈隆勋等, 1998)。总的来讲, 年均气温和年均地面温度的距平值随着时间增加而呈现增加趋势, 其相关系数 (分别为0.57和0.61) 达极显著水平 ($P<0.001$)。对于各季节的增温贡献, 以春季最大、夏季次之 (图1c, 图1d), 增温显著 ($P<0.001$); 而秋、冬季变化不明显 (图1e, 图1f)

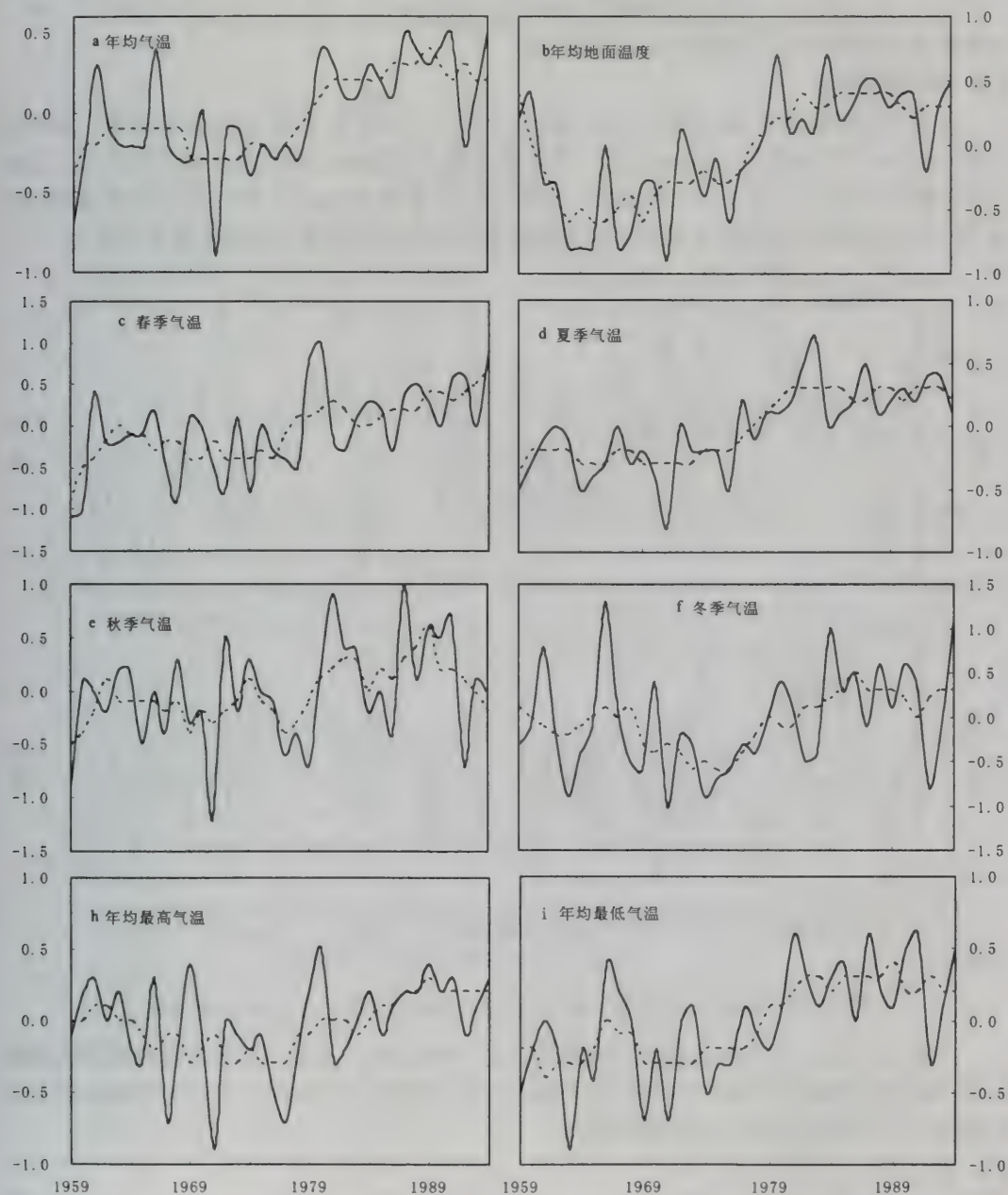


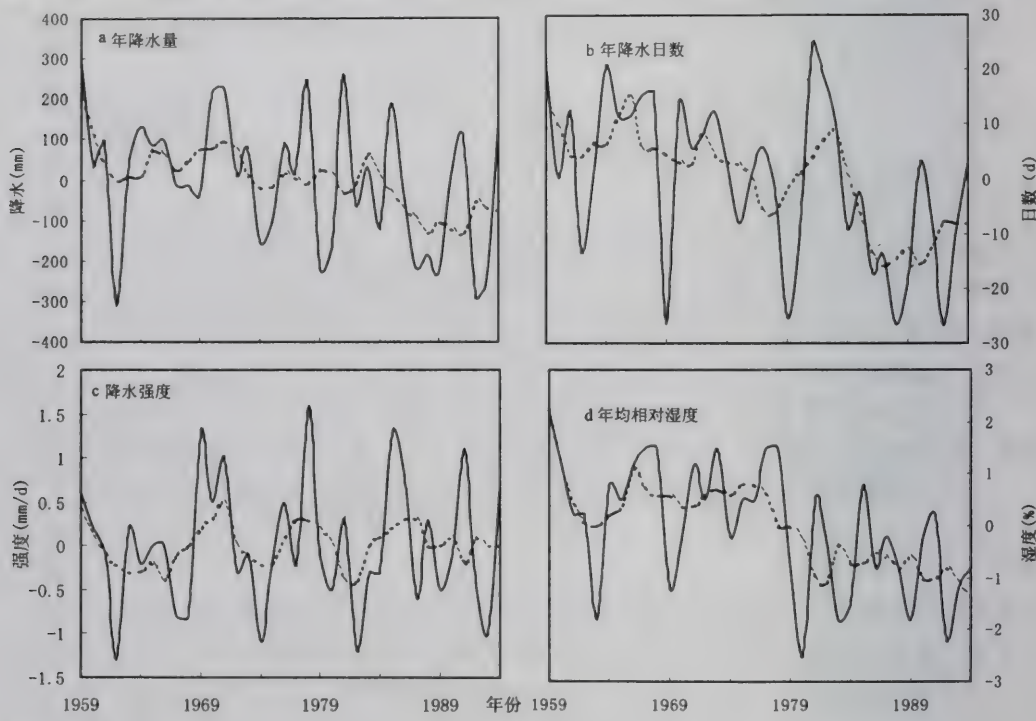
图1 西双版纳温度距平 (实线) 及其5年滑动平均 (点线) 的年际变化

($P>0.10$)，这明显有别于我国广大地区冬、秋季是 80 年代中期以后增温的主要贡献季节 (陈龙勋等, 1998)。

由图 1h 看出, 在 1964~1979 年间年均最高气温是变冷的, 在 1964 年前稍有增加, 随后下降, 在 1980 年以后回升, 在 1989 年达最高。这种波动基本在 0 线附近, 总的增温效果不明显 ($P>0.10$)。然而年均最低气温的距平值则随着时间推移增加明显 (图 1i) ($P<0.001$), 换言之, 西双版纳增暖主要是晚间温度变暖, 这与全球气温变化特征一致, 也即最高气温变化不大而最低气温增暖显著。

3.2 降水和湿度

年降水量具有逐年减小趋势 (图 2a) ($P<0.05$), 尤其在 1985 年以后更显著, 其量比 1959~1984 年平均减少 100mm 以上。年降水日数 ($>0.1\text{mm}$) 和年降水量一样具有显著减少的年际变化趋势 (图 2b) ($P<0.01$), 1985~1994 年间比 1959~1984 年间年平均减少达 16 天。因上述降水量和降水日数几乎同步减少, 因而其降水强度变化不显著 (图 2c)。



($P>0.10$)。

图 2 降水和湿度的距平值 (实线) 及其 5 年滑动平均 (点线) 的年际变化

由图 2d 看出, 年均相对湿度下降趋势明显 ($P<0.05$), 但其下降开始年份较降水提前 6 年。年均相对湿度 1980~1994 年比 1959~1979 年平均减小 1.4%, 这与全国年均相对湿度增加 (陈龙勋等, 1998) 呈鲜明对比。

3.3 雾

与相对湿度一样, 年总雾日数在显著地 ($P<0.001$) 减少 (图 3), 1980~1994 年较 1959~1979 年平均减少约 14 天。

此外，雾持续时间随着时间增加而有下降趋势（图 4），勐腊 1990~1995 年较 1965~1969 年减少 1.43h，而景洪 1990~1995 年较 1954~1959 年减少高达 2.77h。雾消时间有少许推迟趋势，换言之，雾持续时间的减少主要因起雾时间推迟所引起，这与前述晚上温度升高和平均湿度减少有关。

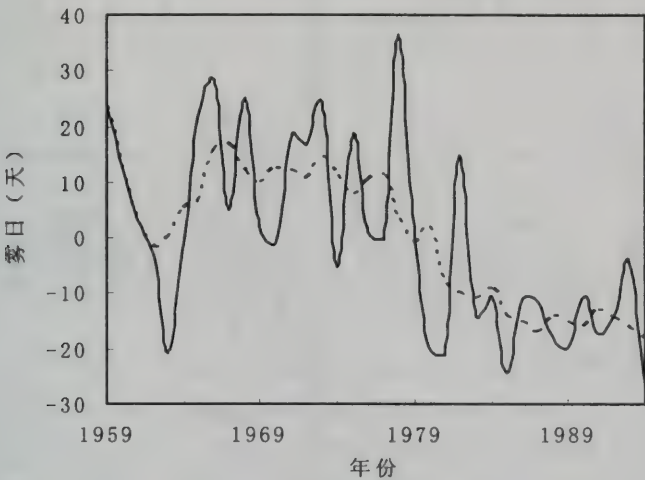


图 3 年总雾日的距平值（实线）及其 5 年滑动平均（点线）

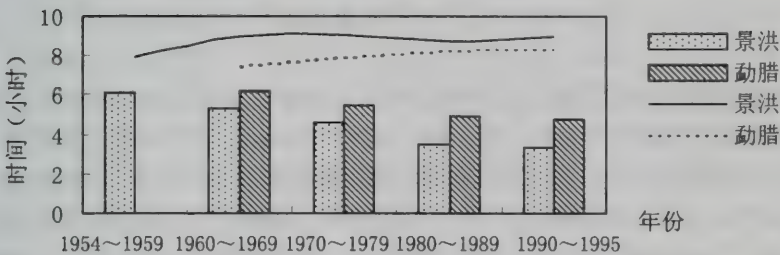


图 4 景洪、勐腊 10 至翌年 3 月雾持续（柱形）和雾消时间（曲线）的年际变化（据宫世贤和凌升海，1996）

3.4 日照

由图 5a 和图 5b 看出，年日照时数和年均日照百分率在 1963 年以前较低，随后直至 1984 年其距平值的 5 年滑动平均基本 >0 ，之后又减少，这种变化较全国总趋势在减少（陈龙勋等，1998）稍显复杂些，线性变化不明显（ $P>0.10$ ）。然而，对于海拔较高的勐海站来讲，年日照时数和年均日照百分率似有显著（ $P<0.05$ ）增加趋势（图 5c 和图 5d），这可能与雾层变薄有联系。

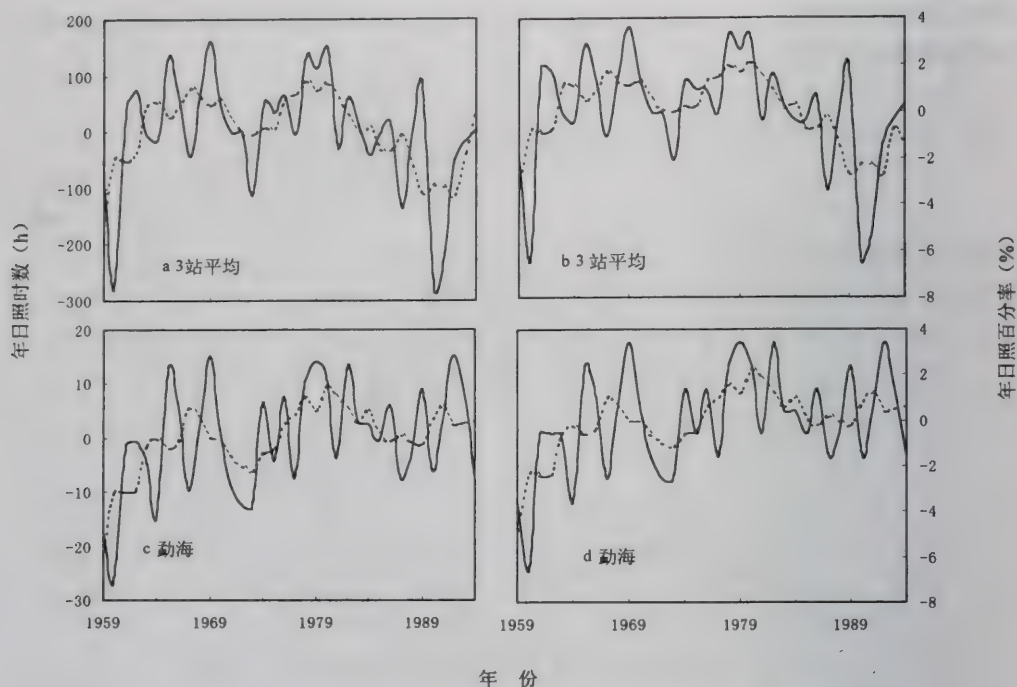


图5 日照距平值(实线)和5年滑动平均(点线)

4 讨论

我们的研究表明,西双版纳地区降水量和空气相对湿度在减少,特别是在1980年以后,减少更为明显。张克映等(1984)、Zhang (1986)、Zhang等(1992)和宫世贤等(1996)在分析地方气候变化时指出,西双版纳地区森林面积的减少是地方气候变化的主要原因。

在解放初期西双版纳地区分布大量的热带雨林,但由于人口膨胀(由1949年199 300人猛增至1982年646 400人口)和人类活动加强,森林覆盖率由50年代初期的55%陡降至80年代的近30%(图5),导致600 000hm²天然林消失(平均减少速度20 000hm²/年),而现存森林又多以星罗棋布的、被农田和草场及撂荒地等退化生态系统所包围的森林片段形式存在,这使森林生态功能变弱,制约并影响森林—大气间能量和物质的输送,进而影响地方气候变化。

大面积森林消失后,蒸腾的减少导致较少云量形成和较少降水,结果增加干旱可能性。亚马逊森林砍伐模拟结果揭示出,地区气候对植被类型和密度具有敏感性(Dickinson, 1991)。砍伐森林使下垫面反射率增加、粗糙度减小,从而影响表面温度和潜热通量等(Dale, 1997)。刘树华等(1996)研究指出,植被面积的大小,控制着该地区局地环流的强度,大面积森林有利于改善局地生态环境。Dale(1997)同时指出,过伐森林还能增加浮尘总量,反过来引起辐射冷却和降水减少(图6)。

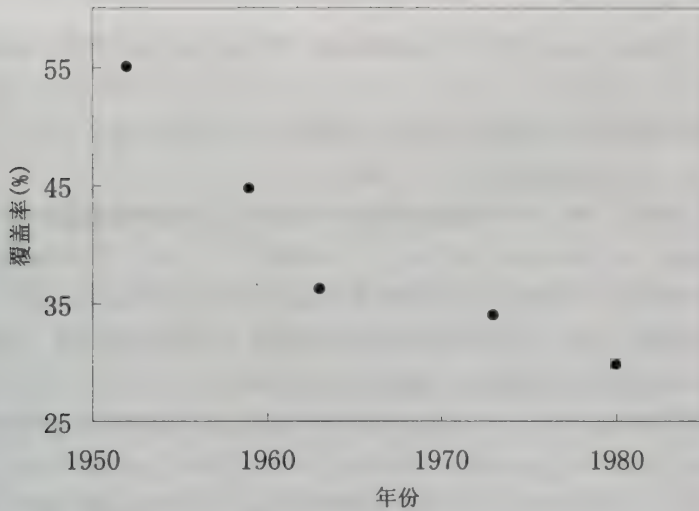


图6 西双版纳地区森林覆盖率变化 (据郭瑞祥等, 1998)

西双版纳地区近 35 年温度变化表明, 温度总趋势是上升的, 尤其进入 80 年代, 增温明显。一些研究指出, 近 40 年来我国西南地区有显著的降温现象 (李斌, 1996; 陈隆勋等 1998)。王宇 (1996) 在分析云南 40 年来气候变化时, 揭示出滇北一些地区存在变冷趋势, 而滇西南的西双版纳地区则有增温趋势。云南这种气候变化特征似与地区土地覆盖变化和人类活动影响有关, 因为云南广大地区主要受西南季风控制 (Zhang, 1988), 从区域尺度上讲, 环流特征变异的可能性较小, 这可从中高纬度地区增温显著、低纬度地区不明显的全球变化来佐证。西双版纳地区土地覆盖最大变化即为森林减少并呈片断化, 片断森林的气候效应明显降低 (马友鑫等, 1998)。同时, 橡胶林种植面积已由 1953 年的 $1\,000\text{ hm}^2$ 发展到 1986 年的 $70\,000\text{ hm}^2$, 部分替代了原始森林。橡胶林虽然在维持地方气候上具有一定的作用, 但无论从结构和功能上远不如茂密的天然林。从不同季节气温增强强度来看, 以高温干燥的春季最大, 增温速率达 $0.27^\circ\text{C}/10$ 年。究其原因, 可能主要是森林面积减少和片断化, 以及群落结构简单化 (Zhang 和 Cao, 1995) 使森林对地方气候的调控能力降低。

温度升高, 降水减少, 将严重影响地表面水分收支平衡, 使西双版纳地区干旱程度增强, 加大了气候大陆度 (张克映, 1998)。

西双版纳地区年均最低气温增高表明, 该地区夜晚温度变暖、湿度降低, 这可能是导致该地区雾持续时间变短的主要原因, 这种变化可能与森林面积大量减小有直接联系。因为森林砍伐阻碍了森林以蒸散形式向大气中输送水气, 从而降低了空气中水气含量, 使其相对湿度降低, 全球热带雨林的蒸腾量为疏林和灌丛的 7 倍 (叶岱夫, 1998) 更表明了热带雨林对地方降水和水气含量贡献的重要性。空气湿度和降水减少使全年雾日总数降低 (宫世贤等, 1996)。

年日照时数和年均日照百分率变化原因显得复杂些, 这是否与森林砍伐后使空气中粉尘总量增加有关, 需要进一步研究。

参考文献

- 马友鑫, 刘玉洪, 张克映. 1998. 西双版纳热带雨林边断小气候边缘效应的初步研究. 植物生态学报, 22 (3): 250~255
- 叶岱夫. 1998. 降水与森林相互作用激励的探讨. 大自然探索, 17 (1): 85~89
- 王宇 编著. 1996 年. 云南气候变化概论. 北京: 气象出版社
- 刘树华, 黄子琛, 刘利潮. 1996. 半干旱区植被覆盖度对边界层气候热力影响的数值模拟. 气象学报, 54 (3): 303~311
- 李红梅, 刘文杰. 1997. 景洪市城市发展对气候的影响. 气象, 23 (3): 38~41
- 陈隆勋, 朱文琴, 王文等. 1998. 中国近 45 年来气候变化的研究. 气象学报, 56 (3): 257~271
- 宫世贤, 凌升海. 1996. 西双版纳雾在减少. 气象, 22 (11): 10~14
- 张克映. 1998. 热带季节雨林的气候效应. 见: 南京大学大气科学系编. 气候学研究——气候与环境. 北京: 气象出版社, 94~101
- 张克映, 张一平. 1984. 西双版纳森林开伐对地方气候的影响. 见: 林业气象论文集. 北京: 气象出版社, 14~23
- Dale, V. H. 1997. The relationship between land-use change and climate change. Ecological Applications, 7 (3): 753~767
- Dickinson, R. E. 1991. Global change and terrestrial hydrology: a review. Tellus 43AB: 176~181
- Li, Z. -X. 1992. Monitoring of tropical forest using remote sensing in Xishuangbanna, China. In: Feng, Y-Z *et al* eds. Proceedings of International Symposium on Man-Made Community, Integrated Land-Use and Biodiversity in the Tropics. Kunming: Yunnan Science & Technology Press. 173~179
- Zhang, J. H., M. Cao. 1995. Tropical forest vegetation of Xishuangbanna, SW China and its secondary changes, with special reference to some problems in local nature conservation. Biological Conservation, 73: 229~238
- Zhang, K. Y. 1986. The influence of deforestation of tropical rainforest on local climate and disaster in Xishuangbanna region of China. Climatological Notes, (35): 223~236
- Zhang, K. Y. 1988. The climatic dividing line between SW and SE monsoons and their differences in climatology and ecology in Yunnan Province of China. Climatological Notes, (38): 197~207
- Zhang, K. Y., Y. -P. Zhang, and Ma, Y. -X. 1992. The counteractions of deforestation on local climate in South Yunnan, China. In: Feng, Y-Z *et al* Eds. Proceedings of International Symposium on Man-Made Community, Integrated Land-Use and Biodiversity in the Tropics. Kunming: Yunnan Science & Technology Press. 68~77

Climate change and forest fragmentation in xishuangbanna

MA Youxin^{1, 2}, Guo Ping², Zhang Yiping², Li Yourong² and Liu Yuhong²

(1 Shenyang Institute of Applied Ecology, CAS, Shenyang 110015)

(2 Xishuangbanna Tropical Botanical Garden, CAS, Kunming 650223)

Abstract The climate change in Xishuangbanna during the past 35 years is analyzed based on the data of yearly or seasonally mean air temperature, maximum and minimum air temperatures, ground surface temperature, rainfall, relative humidity, sunshine hours, fog days and fog duration at three stations of the region from 1954 to 1994. The finding shows that temperature increases greatly, contributed mainly from night temperature increment. There are obvious decreases in rainfall, relative humidity, fog days and fog duration. The relationship between the local climate change and the forest fragmentation is also discussed.

Keywords Climate change, Forest fragmentation, Forest-atmosphere coupling, Forest structure, Tropical area

神农架植被及其生物多样性基本特征

赵常明 陈伟烈

(中国科学院植物研究所神农架生物多样性定位研究站, 北京 100093)

摘要 本文概述了神农架植被的研究史及其自然地理条件, 分析了神农架植被的区系组成、植被的地理分异及其在全国植被区划中的地位, 以及神农架植物的特有现象、生态系统中物种丰富度、神农架植被类型及植被景观等植物生物多样性基本特征。神农架拥有很高的生物多样性, 而且特有性也很高, 种子植物约有 3 000 种左右, 在神农架种子植物 663 属的区系组成中, 最多的为北温带分布, 占 21.12%, 其次为泛热带分布, 占 15.23%, 再次为东亚分布占 14.63%, 其他较多的为热带亚洲分布、东亚和北美间断分布, 分别占 9.05% 和 7.39%。热带分布属有 237 属, 占 35.75%, 温带分布属有 256 属, 占 38.61%, 热温比为 1:1.08, 这表明神农架植物区系有亚热带向温带过渡的特性。神农架植被的垂直分布带划分如下: 海拔 900 (1 300) m 以下为常绿阔叶林带; 900 (1 300) ~ 1 500 (1 600) m 为常绿落叶阔叶混交林带; 1 500 (1 600) ~ 1 800 (2 400) m 为落叶阔叶林带; 1 800 (2 400) ~ 2 400 (2 600) m 为针阔混交林带; 2 400 (2 600) m 以上为亚高山针叶林带。提出了植被状况的综合评判标准——植被自然度的概念及其级别划分的原则和标准, 初步将植被的自然度划分为 5 级, 分别用 1, 2, 3, 4, 5 表示了极度破坏、严重破坏、中度破坏、轻度破坏、原生植被, 并进一步阐述了神农架植被的现状, 确定其自然度为 3, 即中度破坏; 对神农架植物生物多样性的保护、恢复与重建及生物资源的可持续利用提出了一些建议。

关键词 神农架 植被 生物多样性 基本特征 自然度

神农架是我国中部的最高峰, 也是大巴山系的最高峰, 海拔 3 105.4m, 是我国东部平原丘陵区向我国中部山地区的过渡地区, 也是中亚热带向北亚热带过渡的地区, 具有明显的过渡带 (Ecotone) 特征。研究它, 不仅在地域分异上可以探索许多生态学上的规律, 探讨气候变迁对当地的影响, 也对当地的可持续发展 (Sustainable Development) 有所贡献。

植物学家很早以前就注意到神农架在生物区系上的重要性。早在 1888 年, 英国人亨利 (Augustine Henry) 在宜昌任职期间, 先后 7 次去神农架采集植物标本, 他写道“我是第一个登上神农主峰的外国人”。英国人威尔逊 (Ernest Henry Wilson) 曾于 1900 年在这一带采集植物标本、种子。他们大量采集的标本保存在英国爱丁堡皇家植物园 (Edinburgh Botanical Garden), 种子培育出的植物扩散到整个欧洲。我国植物学家最早 (1922 年) 赴神农架和兴山采集的是钱崇澍、陈焕镛和秦仁昌, 而后陈嵘 (1926)、王战 (1943)、刘瑛 (1957)、陈封怀 (1958) 等人, 先后对神农架植物标本进行了多次采集。大量而较全面的植物考察当推 1976、1978 年的神农架植物资源考察和 1980 年的中美联合考察, 不仅采集了大量的标本, 而且开展了有关植被的研究。

在植被研究方面, 王战曾写过有关神农架林业的报告 (内部资料), 当时神农架没有开

发,森林茂密,人烟稀少,野外调查十分困难。“鄂西神农架地区的植被和植物区系”(应俊生等,1979),是第一篇涉及植被的专题论文。而后,《神农架植物》(中国科学院武汉植物研究所编著,1980)简要叙述了神农架植被的概况,《鄂西植被研究》(班继德等,1995)报道了神农架自然植被。最近《人类活动对生态系统多样性的影响》(陈灵芝等,1999)一书中,专门就神农架的植被和区系受人为影响的方面作了报道。《神农架自然保护区科学考察集》(朱兆泉等,1999)对神农架的植被类型也作了描述。其他有关神农架植被的专题论文也很多。这些工作都为分析神农架植被的生物多样性奠定了基础。

在许多资料中,由于研究工作的深度与范围不同,即使是植物种类其数量也相差甚远,如维管束植物就有 1870 种(班继德等 1995)、3 023 种(应俊生等,1999)、27 762 种(朱兆泉等,1999),具有明显差别。关于植被类型,由于划分的级别、方法不同,差别更大。被广泛关注的垂直带划分,也各有看法,不尽统一。尽管如此,但是所有作者的某些看法是比较一致的,如维管束植物种类有 3 000 种左右,植被类型有常绿阔叶林、硬叶常绿阔叶林、常绿落叶阔叶混交林、落叶阔叶林、亚高山针叶林、竹丛、草甸等。

1 自然地理背景

神农架地区,原为一片大海,约 19 亿年前“大别山运动”使其频繁升降并发生断裂与火山的喷发,10 亿年前“黄陵运动”使其遭受褶皱与轻微变质,奠定了神农架基底构造的轮廓。神农架绝大部分为扬子地台的隆起和剥蚀区。距今 8 亿年前后的强烈造山运动——“晋宁运动”使其全部上升为陆地,7 亿年前,遭受海侵,距今 6.15 亿年前开始进入古生代的沉积,从寒武纪到奥陶纪,形成明显的海侵沉积和构造环境。“宜昌运动”又造成地块大面积抬升,海域收缩,志留纪时期出现滨海、浅海相泥砂质沉积,“广西运动”使神农架和扬子台地整体抬升为陆,泥盆纪、石炭纪神农架没有沉积,“燕山运动”又使神农架发生褶皱和断裂,基本奠定神农架现代构造的骨架,进入第四纪新构造运动主要影响在总体隆起的背斜上。由于间隙式的抬升,形成了 2 900~3 100m、2 500~2 700m、2 000~2 300m、1 500~1 700m 等多级夷平面,某些断裂第四纪以来还在进行,常导致地震和山崩等。

神农架位于汉水与长江干流间的分水岭——大巴山脉的东端,呈近东西向延伸,山峰多在 1 500m 以上,海拔 3 000m 以上的山峰有 6 座,2 500m 以上 20 座,总体上表现出山地地貌与流水地貌相组合的地势形态。由于岩层主要由沉积岩的灰岩地层所组成,岩溶地貌喀斯特地貌也十分明显。山高谷深、坡度陡峻是神农架山地的特点,但在一级平面上,又显相对平缓。

两大水系——长江干流水系与汉江水系,使神农架南北的大小溪流各归其道,南侧的溪流相对较短,流水湍急,北侧的水系,随地势相对平缓。目前,南侧水系由于小水电站建设,几乎每条水流都被利用。

气候受亚热带季风气候的强烈影响,降水丰沛,气温适中,全年降水量 800~2 500mm,平均 1219.93mm,全年蒸发量 800mm 左右。但从 8 月初开始常有早期,有时长达 2 个月。有的年份则雨水不断,没有明显的早期。神农架的气温表现出明显的垂直分布(表 1)。

气温的差异不仅在垂直高度上,如表 1,南坡的龙门河,按海拔升高 100m 温度下降 0.45℃计算,年平均气温应为 10.48℃,但实际年均气温为 12.5℃,明显表现南北侧温度的差异。全年 $\geq 10^{\circ}\text{C}$ 以上积温从 4 000~4500℃(海拔 800m)到 2 600℃(海拔 1 200m)。

表 1 神农架地区几个地点的海拔高度与年均气温

地点	阳日湾	松柏镇	龙门河	大九湖	长岩屋
海拔 (m)	460	930	1290	1700	2300
气温 (℃)	14.5	12.1	12.5	7.4	4.8

在土壤的水平分布中，神农架属黄棕壤带。由于山地和植被的原因，在垂直带上，基带为黄棕壤，沿海拔升高分别为山地棕壤、暗棕壤、棕色森林土及山地草甸土。pH 值一般为微酸性至中性，由于基岩的原因，土壤及水的 pH 值常常在 7~7.5，显偏碱性。

在以上各种自然条件下，植被与环境经过长期的相互作用，形成了不同的植被带、植被类型及其次生系列。

2 神农架的植物及其区系特征

2.1 物种总数的统计分析

根据过去及近年来对神农架地区植物区系的研究，已知神农架地区维管束植物约有 3 239 种（应俊生等，1999），隶属于 1 027 属 236 科，其中苔藓植物 216 种，隶属于 111 属 47 科，蕨类植物 157 种，隶属于 61 属 28 科；种子植物 2866 种，隶属于 855 属 161 科，其中裸子植物 29 种，隶属于 16 属 5 科；被子植物 2837 种，隶属于 839 属 156 科（表 2）。

表 2 神农架地区维管束植物在科、属、种中分布的数目和比例（应俊生等，1979）

类群	种		属		科	
	数目	百分比 (%)	数目	百分比 (%)	数目	百分比 (%)
苔藓	216	6.67	111	10.81	47	19.92
蕨类	157	4.85	61	5.94	28	11.82
种子植物	2866	88.48	855	83.25	161	68.22
其中：						
裸子植物	29	0.90	16	1.56	5	2.12
其中：						
被子植物	2837	87.59	839	8.69	156	66.10
合计	3239	100.48	1027	100.00	236	100.00

2.2 区系特征分析

表 3 神农架地区种子植物区系分布统计表

分布类型	属数	百分比 (%)
1. 世界分布	45	6.79
2. 泛热带分布	101	15.23
3. 热带亚热带和热带美洲间断分布	13	1.96
4. 旧世界热带分布	30	4.52
5. 热带亚热带至热带大洋洲分布	20	3.02

分布类型	属数	百分比 (%)
6. 热带亚热带至热带非洲分布	24	3.62
7. 热带亚洲分布	49	7.39
8. 北温带分布	140	21.12
9. 东亚和北美间断分布	60	9.05
10. 旧世界温带分布	46	6.94
11. 温带亚洲分布	10	1.51
12. 地中海、西亚至中亚分布	7	1.06
13. 中亚分布	1	0.15
14. 东亚分布	97	14.63
15. 中国特有分布	20	3.02
合 计	663	100.00

表 3 和图 1 的数据来自作者及其课题组多年的收集和整理，总属数为 663 属，而上述 855 属引自应俊生等 1999。

如表 3 和图 1 所示，在神农架种子植物 663 属的区系组成（方法取自吴征镒，1991）中，最多的为北温带分布，占 21.12%，其次为泛热带分布，占 15.23%，再次为东亚分布，占 14.63%，其他比较多的为温带亚洲分布、东亚和北美间断分布，分别占 9.05%和 7.39%。热带分布属（分布型 2~7）有 237 属，占 35.75%，温带分布属（分布型 8~11）有 256 属，占 38.61%，热温比为 1：1.08，（如果温带分属为分布型 8~14，则有 361 属，占 54.45%，热温比为 1：1.52，与应俊生等的分析结果 1.6 比较接近（应俊生等，1999）），这表明神农架植物区系有亚热带向温带过渡的特性。

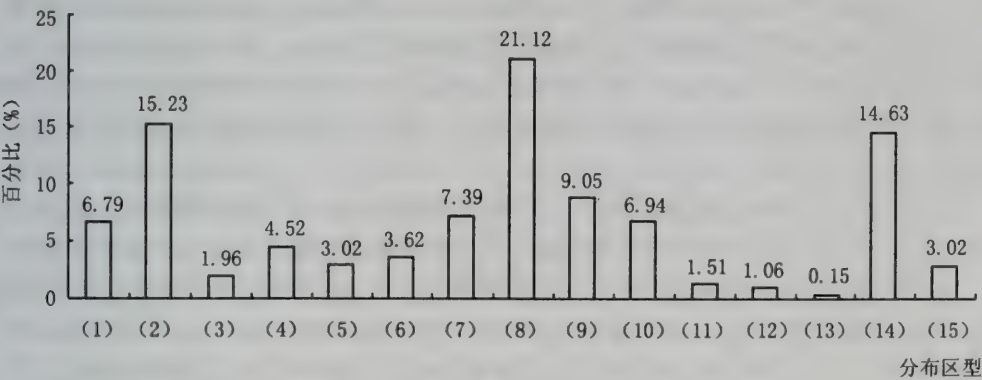


图 1 神农架地区种子植物区系分布比例图

3 神农架植被及其地理分异

神农架植被，具有明显的过渡性。《中国植被》（中国植被编辑委员会，1980）把神农架自大神农架主峰到老君山（2 936m）的山脊线，划为中、北亚热带的分界线。其实际分界线位于木鱼坪至酒壶坪的山脊，经度约 31° 29′ 00″ E。

神农架 2 500m 以下的植被遭到各种破坏,但从植被的生活型组成中,这些界线还是清晰可见。有一种意见认为大巴山应为亚热带和暖温带的分界线(应俊生等,1979;宋永昌,1999;方精云,2001)。这里涉及到植被带划分的标准问题,将另文予以探讨。根据《中国植被》(中国植被编辑委员会,1980)赋予的标准及应考虑等诸多因素,该著作所表达的界线无疑是有足够的基础的。不过无论如何,过渡带带来的复杂性及人为活动影响造成的植被次生性,的确容易在划带上产生的不同看法。

“三向地带性”理论(侯学煜著,1960)是水平和垂直地带性划分的重要依据。垂直地带性在神农架山地上有足够的反映。它的基带,在南坡无疑以常绿阔叶林带为基础,从长江谷地向上形成一个明显的带谱,北坡的基带,应为落叶常绿阔叶林的混交林带(应俊生等,1999)。

神农架植被的垂直分布是我国中部山地植被上表现得最为清晰最为完整的地区。它不仅反映了垂直梯度上环境条件变化对神农架植被产生的影响,而且在我国山地植被的互相比较中,可以说明区域地带性的变化。

经过实地调查分析,我们将神农架植被的垂直分布带划分如下:

海拔 900 (1 300) m 以下为常绿阔叶林带。代表性的植被类型有青冈标(*Cyclobalanopsis glouca*)林、青桐(*Cy.myrsinaefolia*)林、曼青冈(*Cy.oxodon*)林、巴东栎(*Quercus engleriana*)林、水丝梨(*Cycopsis chinensis*)林、黑壳楠(*Lindera megaphylla*)林等。由于人为活动的影响,本带植被破坏严重,海拔 600m 以下的原始植被几乎全被破坏或开垦,加之本带地区坡度陡峻,土壤冲刷严重,植被恢复困难,较大面积的群落斑块几乎难以找到,调查也十分困难。但本带的特色十分明显,科属中亚热带成分占很大比例,樟科、壳斗科是主要成分。

900 (1 300) m~1 500 (1 600) m 为常绿落叶阔叶混交林带。本带同样受到森林砍伐的强度干扰。植被类型主要是含有石栎(包果石栎 *Lithocarpus cleistocarpus* 和圆锥石栎 *L.paniculatus*)或巴东栎、曼青冈、水丝梨的锐齿槲栎(*Quercus aliena* var.*accuteserrata*)林或化香(*Platycarya strobilacea*)、鹅耳枥(*Carpinus* spp.)林、或鹅耳枥、亮叶桦(*Betula luminifera*)林。樟科植物常为林下的重要组成种类。有时,林下也有硬叶栎如刺叶栎(*Quercus spinosa*)存在。

在植被破坏严重和恢复较好的地区,出现较纯的落叶阔叶林,如短柄枹(*Quercus serrata* var.*brvipetiolata*)林、锐齿槲栎林,甚至是化香、亮叶桦、鹅耳枥等混生的落叶阔叶混交林。

1 500 (1 600) ~1 800 (2 400) m 为落叶阔叶林带。在神农架,本带具有重要的意义。在相当多 1 800m 夷平面上,本带即成为类型最多的一个植被带。在一些具有高大山脊的地区(如木鱼坪后山),此带为一较为原始(Old growth)的类型,具有重要的地带性意义。组成此带的主要类型有米心水青冈(*Fagus engleriana*)林、巴山水青冈(*F.bashanica*=*F.heyata*)林,亮叶水青冈(*F.lucida*)林(东部老君山)。这些森林被破坏后,大多形成锐齿槲栎林或短柄枹林。

1 800 (2 400) m~2 400 (2 460) m 为针阔混交林。此带也是被破坏较严重的地区,林相不整齐是本带的守征。阔叶树多为落叶成分,如锐齿槲栎、短柄枹、山杨、红桦(*Betula albo-siensis*)等,混交的针叶树种中,下部为华山松(*Pinus armandii*)、油松(*Pinus tabulaeformis*)铁杉(*Tsuga chiensis*)等,中部有秦岭冷杉(*Abies chensiensis*)、青杆(*Picea*

wilsonii)等,上则有巴山冷杉(*Abies fargesii*)、圆柏(*Sabina chiensis*)等混交,有时也可见到小片纯针叶林的群落。

华山松和油松(*Pinus tabulaeformis*)曾是这里飞播造林的主要树种,有些树种不无与它有密切的关系。近 10 年中的造林,落叶松也是主要的造林树种之一,因此有时也可见到日本落叶松(*Larix leptolepis*(Sieb.et Zucc.)Gordo)占据一定的位置。

2 400 (2 600) m 以上为亚高山针叶林带。此带有较好的巴山冷杉林,林冠整齐,结构相对原始。其中混有红桦、扇叶槭(*Acer maximowiczii*)等。林下常有杜鹃(*Rhododendron fargesii*)、茶藨子(*Ribes* spp.)等,有的地区常有箭竹侵入。

冷杉林带上线不是神农架山顶森林的上部极限。在大神农架顶部周围有冷杉分布,在此带中,也有块状的密集成丛的杜鹃属植物(*Rh.fargesii*, *Rh.coccineum*)分布,或大片的箭竹(*Sinarundinaria nitida*)灌丛和野古草(*Arundinella hirta*)草地分布。这些是在冷杉林破坏(如砍伐、火烧等)后形成的。

神农架植被的垂直分布,从常绿阔叶林带—常绿落叶阔叶混交林带—落叶阔叶林带—针阔混交林带—亚高山针叶林带,这一系列与喜马拉雅有所不同,也与川西有别,说明高原的垂直地带性在这里虽有体现,但已发生了变异。

这一带谱,从高级分类水平上看,更接近于中国水平带的植被分布。当然,各类型的组成和结构,特别是建群种类与水平带完全不同。但这种相似性,在一定程度上赋予了研究对比的重要基础。

4 神农架植物的多样性

4.1 特有植物

神农架地区植物具有较高的特有性。在该区全部种子植物约 855 属(应俊生等, 1999)中,我国特有属约有 56 属,占全国特有属数的 21.8%。但所有特有属均与其他省区共有,没有神农架地区的特有属。就全部特有属的木本属来看,几乎全部是落叶乔木或灌木,它们所隶属的科都强烈地反映出温带性的特点。绝大部分特有属属于古特有属,其原因是: ①这些特有属中木本占有较大比例。②系统发育上相对古老。从分布于神农架的我国特有的 56 个属所隶属的 39 个科来看大部分科在系统发育上是相对原始的科。

该地区约有 116 个种子植物特有种,隶属于 66 属 37 科,其中乔木 8 种,灌木 24 种,草本 79 种,大部分分布于海拔 1 000~2 500m 之间,常绿种类 6 种,落叶 110 种。

该地区的中国种子植物特有科约 1 559 种,隶属于 517 属 127 科,其中裸子植物 25 种 12 属 6 科,双子叶植物 1 360 种 439 属;单子叶植物 174 种 166 属 11 科。

4.2 物种多样性(丰富度)

神农架植物种类丰富,已知神农架地区维管束植物如前所述(表 2)。

从表 4 中可以看出,在我国温带分布属多样性丰富程度明显地由南往北递增,热带分布属和温带属的比例关系也清楚地表明了这一点。热带分布属则相反,大致由南向北逐渐递减。总属数由南向北逐渐递增,这主要是由于各山区的总面积差异较大引起的。若以单位面积计算,则神农架地区属级和种级的多样性丰富度明显大于其北面的秦岭地区,显着小于南面的梵净山地区。但神农架地区的中国种子植物特有属在数量上远多于其他两个地区,而且以古特有属居多(应俊生等, 1979)。

表 4 神农架与秦岭、梵净山地区植物物种多样性丰富度及区系分布型的比较

地点		秦岭	神农架	梵净山
属	世界分布	70	58	56
	温带	563	451	289
	热带	220	290	268
	特有	39	57	23
	热温比	1 : 2.6	1 : 1.6	1 : 1.1
	总属数	892	855	636
	属/km ²	0.01	0.26	1.12
种	总种数	3124	2873	1431
	种/km ²	0.04	0.88	2.52
	纬度	32° 50' ~34° 45'	31° 15' ~31° 57'	27° 49' ~28° 01'
	海拔 (m)	3767	3105	2527
	总面积 (km ²)	76500	3250	567

4.3 生态系统的多样性 (植被类型)

生态系统是由生物系统 (包括生产者、消费者、分解者) 及其环境组成的有机整体。生产者主要是绿色植物, 能进行光合作用, 制造有机物, 不仅自身生长发育, 而且为其他生物以及人类提供食物和能量的来源, 在生态系统中处于最重要的地位。植被类型在很大程度上决定了生态系统的性质和特点, 并以其作为生态系统的边界。

据实地调查和前人研究结果, 神农架的自然植被初步划分为 60 个主要类型 (班继德等, 1955; 应俊生等, 1979)。其中针叶林包括马尾松林、巴山松林、华山松林、杉木林、和巴山冷杉林等; 针叶林包括华山松—山杨林、巴山冷杉—红桦—槭树林等; 落叶阔叶林包括栓皮栎林、化香林、鹅耳枥林、枹栎林、茅栗林、锥栗—亮叶桦—毛榉—漆树林、锐齿槲栎林、亮叶水青冈林、米心水青冈林、山杨林和红桦林; 常绿落叶阔叶林包括石栎—米心水青冈林、曼青冈—化香林; 常绿阔叶林包括青桐林、巴东栎林、曼青冈林、水丝梨林; 硬叶常绿阔叶林有匙叶栎 (*Quercus spathulata*) 林、乌冈栎林、刺叶栎 (*Quercus spinosa*) 林等; 竹林包括淡竹林、慈竹林、和拐棍竹林; 灌丛包括箭竹灌丛、马桑灌丛等; 山地草丛包括白茅草丛、芒草丛、蕨草丛; 草甸包括野古草草甸, 苔草、地榆、血见愁、老鹤草草甸, 及苔草、小灯芯草沼泽。

4.4 景观的多样性

景观是一个或多个生态系统在一定地理单元上组成的综合体。生态景观的多样性是生态系统多样性在更大尺度上的反映和表现。神农架地区由于地形复杂多变、沟壑纵横, 加之在不同地段受人为活动不同程度的影响, 生态景观复杂多样。在水平梯度、垂直梯度或多或少的具有一定的规律性。但由于某些特殊的地质地貌形成了一些特殊的生态景观斑块。而且人为活动影响程度的不同也造成了一些不同次生类型的景观。不同性质、不同形状大小的景观斑块在神农架的山地系统中镶嵌分布。神农架主要的景观斑块主要有农田、森林、溪流、灌丛、草地、石林、陡壁等。混交林或次生林的镶嵌景观, 在某种程度上也不失其美学价值。

4.5 神农架地区植物生物多样性的开发利用

神农架植物生物多样性的开发利用主要包括以下几个方面:

(1) 资源植物的开发利用

包括中药材、油料植物、香料植物、野菜等,其中中药材包括天麻、独活、羌活、扣子七、山荷叶、蛇菰、头顶一颗珠等。

(2) 旅游资源的开发利用

主要是向世人展示神农架神奇而秀美的自然景观和悠久的人文景观(如野人传说)和当地居民的生活习惯与生活方式等。

(3) 农业土特产的开发利用

如本地优良品种的推广、改良与复壮,外来优秀品种的引种栽培与推广试验,如红花和木鱼的茶叶、全区盛产的香菇、木耳等,富有特色。合理开发利用土特产在促进当地经济发展的同时,进一步减少人为活动对生态系统的破坏,可以更有效地保护当地的生物多样性。

5 神农架植被及其多样性现状分析和可持续利用

5.1 植被自然度的概念及其级别的划分

5.1.1 自然度的概念

人类活动对自然生态系统的影响,几乎无处不在,使世界上现存的生态系统都或多或少地留下了人类活动扰动的烙印。自然度就是对生态系统自然状态进行度量的概念,表示了生态系统保持自身原生状态的程度,受人为活动或自然灾害的影响越少,自然度就越高。生态系统自然度的影响因子有:①人为活动对生态系统影响的方式、强度和频度,②生态系统自身的性质和特性,③外界环境条件的影响。植被自然度就是在人为或自然灾害影响下植被自然状态保留的程度。

5.1.2 自然度级别的划分

现存植被的自然度可以划分为五级,分别用1, 2, 3, 4, 5表示。具体划分情况如下:

1级:表示极度破坏的植被,如次生裸地、火烧迹地、农田,主要是由于人为活动或自然灾害的影响剧烈,植被本身已完全失去原始状态,达到极度退化的水平,用1表示。

2级:表示严重破坏的植被,如森林生态系统已经退化为次生矮灌丛、次生稀疏草地等,用2表示。

3级:表示中度破坏的植被,如由于人为盗伐、间伐、中度放牧等形成的次生性森林、灌丛、草地、草甸等,优势或建群种有所改变,用3表示。

4级:表示轻度破坏的植被,如由于樵采、割草、轻度放牧等形成的带有次生性的半自然植被,群落的优势种尚未完全改变,用4表示。

5级:表示几乎未受到破坏的植被,如未受到人为干扰的原始天然植被,用5表示。

5.2 神农架植被的现状及其自然度的归属

由于神农架地区人口的增加以及砍伐利用,造成了大面积的迹地,破坏了生态平衡,使神农架地区的低山、中山和亚高山出现了大面积的次生灌丛、草丛、箭竹和草甸群落。许多森林都或多或少地带有些次生性,大片的未受人为干扰的森林已很难找到。从总体上讲,神农架植被属于中度破坏植被,局部地段已出现了严重以至于极度破坏而难以恢复的植被。

从自然度的归属上讲,总体上为3,但从局部地段上都出现有从1到5各个自然度。

5.3 神农架退化生态系统的恢复重建及持续利用

从上面的分析可以看出,神农架地区植被遭到了相当大的破坏,随处可见的是次生性的森林、灌丛、草丛、草甸等,属于中度破坏的退化生态系统,但物种多样性丰富,保留有一定面积的原始植被,为了保持该区生物多样性及其持续利用,亟需采取措施进行植被的保护、恢复与重建。除加强自然保护区的管理和建设外,在天然林禁伐的情况下,采药、狩猎等人为活动仍需控制,结合退耕还林工程的启动,发展当地经济,减少人口对生物多样性的压力,从而更有效地保护和恢复该区的生物多样性。

6 结论

(1) 神农架植被在全国植被区划中的地位

神农架植被处于中亚热带向北亚热带的过渡段,同时也是我国植被东部平原丘陵区向第二级阶梯的过渡区,所以神农架处于东西南北的交错区,具有过渡性特点,是生物多样性保护和建设的重要地区。

(2) 植物生物多样性的保护和保育

神农架地区植被类型多样,植物种类繁多,植物种类特有性很高,保护和恢复该区的植被和生物多样性极其重要。

(3) 植被自然度的类型与级别划分

植被自然度就是在人为或自然灾害影响下植被自然状态保留的程度,受人为活动或自然灾害的影响越少,自然度就越高。生态系统自然度的影响因子有。①人为活动对生态系统影响的方式、强度和频度。②生态系统自身的性质和特性。③外界环境条件的影响。现存植被的自然度初步划分为5级,分别用1, 2, 3, 4, 5表示。从总体上讲,神农架植被属于中度破坏植被(自然度为3),但在局部地段上包括了从1到5各个自然度的植被。

(4) 植物区系组成中,温带成分含量高,不仅是该区的纬度偏北的问题,山地也是其重要原因。

(5) 生态系统是在原生植被破坏后,环境条件有较大变化的情况下形成的,因此具有相当的稳定性。

参考文献

- 班继德等著. 1995. 鄂西植被研究. 武汉: 华中理工大学出版社
- 方精云. 2001. 也论我国东部植被带的划分. 植物学报, 43 (5): 522~533
- 侯学煜著. 1960. 中国的植被. 北京: 人民教育出版社
- 宋永昌. 1999. 关于我国东部植被划带之我见. 植物学报, 41 (5): 541~552
- 吴征镒. 1991. 中国种子植物区系的分布类型. 云南植物研究, 增刊 IV: 1~139
- 应俊生等. 人类活动对神农架地区生态系统多样性影响的研究. 见: 陈灵芝和王祖望主编. 1999. 人类活动对生态系统多样性的影响. 杭州: 浙江科学技术出版社, 139~199
- 应俊生等. 1979. 鄂西神农架地区的植被和植物区系. 植物分类学报, 17 (3): 41~60
- 应俊生等. 1990. 秦岭太白山地区的植物区系和植被. 植物分类学报, 28 (4): 261~393
- 中国科学院武汉植物研究所编著. 1980. 神农架植物. 武汉: 湖北人民出版社

中国植被编辑委员会. 1980. 中国植被. 北京: 科学出版社

朱兆泉、宋朝枢主编. 1999. 神农架自然保护区科学考察集. 北京: 中国林业出版社

Vegetation of Shennongjia and the Basic Characteristics of Biodiversity

Zhao changming, Chen Weilie

(Shennongjia Biodiversity Research Station, Institute of Botany, the Chinese Academy of Sciences, Beijing, 100093)

Abstract In this paper, the history of research on the vegetation of shenongjia was briefly reviewed, and the natural geographical status in this region was summarized. Then analysis was carried out as follows: (1) floristic composition, (2) the status of shennongjia vegetation in Chinese vegetation zonation, (3) the endemic plants and their characteristics, (4) the basic characteristics of biodiversity, such as the abundance of plant species in ecosystems, types of vegetation, landscape of vegetation. The results were shown: (1) The biodiversity of Shennongjia Region was very high, about 3 000 plant species were settled here and the endemism of plants was obvious; (2) among the 633 genera of spermatophyte, the most popular geographical distribution type was the North Temperate distribution which had 140 genera and accounted for 21.12%; Pan-Tropical distribution was the second which had 101 genera and accounted for 15.23%; the Eastern-Asia distribution was at the third which had 97 genera and accounted for 14.63%, subsequently followed by the Tropical Asia distribution and the Eastern Asia-Northern American disjunctive distribution which had 60 genera, 49 genera and accounted for 9.05%, 7.39%, respectively. The Tropical elements (distribution type2-7) had 237 genera, which accounted for 35.75%, and the Temperate elements (distribution type8-11) had 256 genera, which accounted for 38.61%. The ratio of Trop: Temp (Tropical elements: Temperate elements) was 1:1.08, which indicated that the flora of Shennongjia showed the characteristics of transition from North sub-Tropical to Temperate. The altitude zonation of Shennongjia vegetation was demarcated into five types as the following; (1) Ever-green broadleaved forest (lower than 900 (1300) m); (2) Ever-green and deciduous broadleaved mixed forest 900 (1 300) ~1 500 (1 600) m; (3) Deciduous broadleaved forest (900 (1 300) ~1 500 (1 600) m); (4) Coniferous and broadleaved mixed forest (1 500 (1 600) ~1 800 (2 400) m); (5) Sub-alpine coniferous forest (2 400 (2 600) m). The conception of Nature Scale of Vegetation (NSV), a new integrative index to evaluate the status of vegetation, was put forward. And the principles/standards to demarcate its grade were discussed. The grades of NSV were preliminarily demarcated into 5 levels, which were

denoted as 1, 2, 3, 4, 5, to represent the extremely damaged vegetation, serious destructed vegetation, intergraded destructed vegetation, slightly disturbed vegetation and primitive vegetation, respectively. Then the present status of the Shennongjia vegetation was demonstrated and its NSV was evaluated as 3, which indicated that the Shennongjia vegetation was intergraded destructed one. Finally some suggestions were put forward on the conservation, restoration and reconstruction of the biodiversity of the flora of Shennongjia, as well as the sustainable exploitation of its organism resources.

Key Words Shennongjia, Vegetation, Biodiversity, Basic characteristics, The nature scale of vegetation (NSV)

农田生态系统中的生物多样性

郭中伟 甘雅玲

(中国科学院动物研究所, 北京 100080)

摘要 本文根据全球生态系统和全球生物多样性保护的观点讨论了农田生态系统中的生物多样性的问题。人们所关注的农田生态系统中的生物多样性的问题可以分为两个方面: 与经济利益有关的生物多样性和与野生动物和环境保护有关的生物多样性的问题。文章对农田生态系统中的生物多样性及其研究与保护的意义和内容, 特别是农田生态系统中的生物多样性资源的持续利用, 农田生态系统中的生物多样性的设计等问题进行了讨论。作为实例, 重点讨论棉田生态系统植保和朱 栖息地保护的生物多样性的问题。

关键词 生物多样性 农田生态系统 持续利用

1 前言

当前, 生物多样性的保护已成为国际的焦点问题之一。自然生态系统中的生物多样性的问题已经引起了人们的广泛关注(马克平等, 1994; 陈灵芝, 1993)。目前的生物多样性保护网络, 主要由自然保护区、国家森林公园以及树木园、植物园、动物园和水族馆综合构成。这是生物多样性保护的最重要的途径, 并且已经得到许多国家的重视。

但是, 生物多样性的问题仅仅存在于自然生态系统吗? 其他类型的生态系统, 如农田生态系统中是否也同样存在着生物多样性的问题? 并且这些类型的生物多样性的问题是否也应该加以研究和保护呢? 从目前来看, 这些问题似乎并没有引起应有的重视。

事实上, 尽管是人工生态系统, 农田生态系统中同样存在着生物多样性的问题。由于它在功能和所处地理位置上的某些特殊性, 其中的生物多样性的问题也就具有特殊意义。农田生态系统与人类的发展有着密切的关系。因此, 对于农田生态系统中的生物多样性的问题应该得到足够的重视, 并加以研究、保护和利用。

2 农田生态系统中生物多样性的功能

农田生态系统较之其他类型的生态系统, 对人类有着更重要的意义。它提供给人类必需的生活和生产资料。农田生态系统作为人工的生态系统, 其结构和功能完全取决于人类的需要, 这是其最主要的特征。然而, 由于该系统依然受到自然界的影响, 除了诸如日照、温度、湿度和降水等环境因素外, 生物物种的迁入、迁出也对系统产生着重要的影响。在农田生态系统中, 形成了以农作物为主体的, 包括多种动物、植物和微生物在内的生物群落, 由此就引出了农田生态系统中的生物多样性的问题。

2.1 农田生态系统中的生物多样性对人类的经济利益的影响

农田生态系统中的生物多样性对于人类可能从农田生态系统获得的经济等方面的利益有着重要的影响。在农田生态系统中, 尽管人们感兴趣的仅仅是作为农作物的植物, 但是作为开放系统, 外部生物物种的迁入是无法避免的。从分类学、系统学和生物地理学的角度来看, 研究农田生态系统中的物种多样性的形成、演化和维持机制, 多角度、多层次地抑制有害物种, 使其数量不但低于经济为害水平, 而且还可以反过来刺激作物增产, 变害为利, 促进作物的生长(丁岩钦, 1993)。此类问题常常出现在作物—害虫—天敌系统, 作物—植物系统, 作物—微生物系统和其他与作物生长有关的系统中。利用多样化的生物群落结构和物种关系, 促进那些对作物有利的因素, 抑制那些对作物有害的因素, 提高产量, 使人类能够从农田生态系统获取更大的经济利益。

在农田生态系统中, 以农作物为主体的生物群落的结构和动态(包括演替和波动)方面的多样化受到由气候、土壤、水文等环境因素形成的生境多样化的影响。生境的多样化导致了生态位的多样化, 农作物的生态位与其他物种所占的生态位之间的重叠程度直接影响到它们的生长。另外, 对于那些尚未在本区域内形成危害的物种, 根据其对生态位的选择和本系统中的生态位的多样性状况, 进行潜在生态位分析, 以预测其可能的危害区域。同样, 外来物种的引入也需要进行潜在生态位分析, 来确定其可能的引种区域。此外, 转基因生物对农田生态系统生态安全可能形成的威胁, 是当前人们关心的热点。农田生态系统中生物多样性的相关信息将会是一个重要的安全评价指标。

用害虫种群的“生态控制”逐渐替代“综合防治”, 是当前害虫管理对策的一种新的发展趋势和生态控制的主要手段(丁岩钦, 1993)。应用生物多样性的思想和方法, 指导害虫的生态控制, 实施天敌的生境保育, 将有利于深入利用生态系统内在的调控机制。而探讨生物多样性与害虫爆发的关系, 将为揭示生物灾害的形成机理开辟新的途径。

发展复合农林业是当前种植业的一个趋势。它是根据自然条件, 采取乔木、灌木等林木与草本植物(包括农作物、牧草等)的套种, 实行农林结合, 取得相互防护与补偿的效果, 促进生态和经济均获得良好的效益(席承藩, 1993)。在这其中, 就涉及到景观多样性的问题, 如何确定乔木、灌木等林木和草本植物的斑块的大小、形状和数量, 如何划定有关的廊道的位置和宽度, 都将是研究的重点。

2.2 农田生态系统中的生物多样性对野生动物和环境保护的影响

由于农田生态系统常常与自然生态系统镶嵌在一起, 因此, 农田生态系统中的生物多样性状况就往往影响到栖息在自然生态系统的野生动物。在这种情况下, 野生动物与农田生态系统中的生物总是保持着多种生态联系, 将那些无害于农作物的物种的多样性保持在适当水平, 对于野生动物的保护是有着重要意义的。

作为全球生态系统的一部分, 农田生态系统及其中的生物多样性问题对于全球生物多样性保护的作用也同样不容忽视。通常, 人们仅仅关注农田生态系统的农产品生产基地的作用, 而忽略了它的生态作用, 即农田生态系统作为城市生态系统与自然生态系统之间的缓冲区和生态库的作用。农田生态系统不论是在空间位置还是自然程度上, 均介于自然和生物多样性程度最高的自然生态系统和程度最低的城市生态系统之间。它既可以作为一道屏障, 挡住城市中人类强烈活动对自然生态系统的辐射, 又可以为自然生态系统中生物的扩散提供空间。特别是在今天, 人类活动范围在日益扩大, 自然生态系统在日益缩小, 如果不充分考虑到农田生态系统对野生动物活动空间的补充作用, 那么生物多样性的保护就很难实现。此外,

作为生态库,农田生态系统还可以为毗邻的自然和城市生态系统提供一定的生态补偿。让农田生态系统中的生物多样性保持在一个适当的水平,对于保护自然生态系统中的生物多样性和改善城市生态系统的环境质量,都是有着不可低估的作用和意义。

3 农田生态系统中的生物多样性的持续利用

3.1 农田生态系统中生物多样性资源的持续利用

生物多样性的保护对于人类来说,除了道义上的责任外,很大程度上是为了持续利用。在农田生态系统中,同样存在着生物多样性的持续利用问题,其中包括各种有利于农作物的植物、微生物和昆虫等的持续利用。随着生态农业的出现,人类开始注重利用生物的手段去抑制害虫和杂草,提高作物产量(管致和,1989)。但是,持续利用农田生态系统中的生物资源问题却很少被提及。对于那些有益的生物,常常是任其自生自灭,很少考虑过加以保护,一旦希望利用时,已无处寻觅或数量过少,这也是生物在害虫防治和其他方面所起的作用,总是不能令人满意的原因之一。要想真正使农业实现生态化,重视农田生态系统中生物资源的持续利用是刻不容缓的。对于那些野生的生物资源,除了控制农药的使用外,如何利用作物种植和景观的布局,为它们提供生息、繁育、避难和越冬的必要条件将是持续利用的研究重点。

3.2 农田生态系统中生物多样性的设计

前面已经提到,农田生态系统的最大特点是它的结构和功能取决于人类的需要。同样,它的生物多样性的构成也不能象自然生态系统那样,完全按照自然的规律去发展,而是要受人类需求的支配。由此,也就引出了农田生态系统中生物多样性设计的问题,即通过人工引种和培育的手段,根据增加有益因素,抑制有害因素的指导思想,组织农田生态系统中的生物多样性的构成。

农田生态系统的生物多样性设计的目的是获取更大的经济与环境效益。它既包括直接从农田生态系统自身获得的效益,也包括农田生态系统“辐射”给与之毗邻的自然和城市生态系统,而间接获得的效益。

生物资源的持续利用是农田生态系统的生物多样性设计所要遵从的重要原则。持续利用包括了生物资源提供的经济、环境和社会等方面的利用价值。

利用物种之间共存互惠关系与自克、他克作用关系,或利用能流食物链关系进行切断或增加食物链,对生态系统的组分进行重新组装,是生物多样性设计的主要手段。通过这一方法,可以增加物种的多样性,维持系统稳定,增加系统功能(郭中伟等,1993)。

景观格局的设计是农田生态系统多样性设计的主要内容。景观的异质性可以降低稀有的内部种的丰富度,增加需要两个或两个以上景观要素的边缘种的丰富度(Forman 和 Godron, 1986)。利用这个特性,可以通过调整景观的异质性,改变物种的构成。在农田生态系统中,作为廊道的树篱,它对动物群落尤其重要,在农业景观中动物区系大部分可在树篱中看到(陈灵芝,1994)。设计好树篱的位置,宽度既可以为益鸟、益兽提供栖息的条件,又可以在自然和城市生态系统之间,为野生动物在两地间迁移提供一条通道,这对于保护野生动物,提高城市的生物多样性程度都是有益的。

由于农田生态系统的特殊性,其中的生物多样性的构成和物种的种群密度应该以既不影响农作物的生长和管理,又能保证一定的经济、环境和社会效益为出发点,这就是农田生态

系统生物多样性设计的"适合度"的问题 (Guo, 1995)。针对具体的系统确定适合度,将是生物多样性设计的核心。

4 实例讨论

4.1 棉田生态系统中的生物多样性与害虫防治

在华北棉区,通过合理安排作物布局,提高棉田生态系统的生物多样性,抑制虫、病害,保护和诱集天敌,提高土壤肥力,最终可以获得较高的经济、环境和社会效益的目的。

李典谟等人的研究表明实行棉麦间作,能使棉田生态环境明显改善。由于小麦的屏蔽作用,阻碍了有翅蚜向棉田大量的迁飞转移。根据6月上旬的调查,间作棉田百株有蚜虫1217头,平作棉田百株有蚜11560头。此外,间作比平作棉田苗蚜发生期要晚10天。棉麦间作还为天敌提供了良好的生境,有利其迅速增殖。6月3日调查一块试验田,百株蚜量15600头时,百株68头七星瓢虫成虫和大龄幼虫;一夜之间,百株蚜量下降到1220头。合理地调整麦田与棉田的布局,采取条带种植,可有利于麦田瓢虫向棉田迁移,对后期苗蚜起到扫残作用。在棉田隔行间作绿豆,不减少棉花的产量,还增加单位面积产值一百元左右,而且可以减少二代棉铃虫卵和虫量20%~50%,天敌增加1.3~2.5倍,土壤速效氮含量最高增加9.5% (李典谟等, 1990)。

4.2 稻田生态系统中的生物多样性与朱鹮保护

朱鹮是一种肉食性的鸟类,其食物包括许多栖息在湿地的动物,如鱼类(泥鳅、鳢、鲫鱼等)、两栖类(蛙、蟾蜍等)、软体动物(蜗牛、蚌类、田螺等)和环节动物(蚯蚓等) (史车仇, 1991)。可见,湿地为朱鹮提供了食物来源。目前,在朱鹮的栖息地,可利用的湿地均被开发成稻田。这样,稻田就成为朱鹮的重要取食地,其生态系统中的生物群落的构成,就成为了影响朱鹮生存的重要条件。

随着化肥、农药在稻田中的大量施用使水域污染,栖息于湿地中的鱼类、软体类等朱鹮赖以生存的食物减少,导致朱鹮在这一地区的绝迹。如陕西省周至县1950年化肥施用量27t,到1960年就达2302t,1987年为54147t。水田及小河流域中蚯蚓和鱼类与过去相比较,不但种类少,而且数量也少。食物的匮乏,被认为是造成朱鹮在该地区绝迹的原因之一 (李保国等, 1992)。在朱鹮的最后栖息地,陕西省洋县,为了保护朱鹮已经限制化肥和农药的使用,提高了稻田生态系统中的生物多样性,保证了朱鹮的食物来源。

5 结束语

研究农田生态系统中的生物多样性问题,使人们可以从一个新的角度来认识和探讨其中的有关问题,同时,也为生物多样性的理论提供了更直接服务于人类发展的机会。农田生态系统中生物多样性资源的持续利用和农田生态系统中生物多样性的设计都将是新的研究领域,并且将有着广阔的应用前景。随着生态农业的日益兴盛和人们对农田生态系统的生态作用认识的日益深入,特别是当人类的眼光逐渐从区域生态系统转向全球生态系统时,农田生态系统中的生物多样性问题将会成为新的研究热点。

参考文献

马克平等. 1994. 生物多样性研究的现状与发展趋势. 见: 中国科学院生物多样性委员会编辑. 生物多样性

- 研究的原理与方法. 北京: 中国科学技术出版社, 1~12
- 陈灵芝. 1993. 中国生物多样性—现状与保护对策. 北京: 科学出版社
- 丁岩钦. 1993. 论害虫种群的生态控制. 生态学报, 13 (2): 99~106
- 席承藩. 1993. 推行复合农林业促进种植业发展. 当代复合农林业, 1 (2): 26~28
- 管致和. 1989. 害虫防治研究中的生物学倾向. 植保参考, 14: 10~11
- 郭中伟等. 1993. 生态工程中食物链组合的环分析. 生态学报, 13 (4): 242~247
- 陈灵芝. 1994. 生物多样性保护现状以及对策. 见: 中国科学院生物多样性委员会编辑. 生物多样性研究的原理与方法. 北京: 中国科学技术出版社, 13~35
- 李典谟等主编. 1990. 华北黑龙港棉区病虫害综合治理体系研究, 棉花病虫害综合防治及研究进展. 北京: 中国农业科技出版社, 20~26
- 史车仇. 1991. 朱鹮的食性资源和游荡期的食物丰度. 西北大学学报, 21 (增): 37~42.
- 李保国等. 1992. 朱鹮在陕西地理分布的变迁. 生态学杂志, 11 (5): 50~55
- Forman, R. and, M. Godron. 1986. Landscape Ecology. New York: Wiley, 619
- Guo, Z. 1995. Strategy of Sustainable Use of Biological Resources. Chinese Biodiversity, 3 (supp.): 79~86

Biodiversity in farmland ecosystem

Guo Zhongwei, Gan Yaling

(Institute of Zoology, The Chinese Academy of Sciences, Beijing 100080)

Abstract The problem of biodiversity in the farmland ecosystem is as important as in other kinds of ecosystems, but differs from ones in natural ecosystems. In general, this problem involves two aspects: (1) relating to economic benefits, which can affect the benefits human gains from the farmland ecosystem; and (2) relating to the conservation of wild life and environment. The aim of studying this problem is applying the diversified structure of biocenose and the relationships between organisms to accelerate the advantageous factors and to restrain the disadvantageous ones for crops. Since some farmland ecosystems and natural ecosystem inlay one another, the situation of biological diversity in farmland ecosystem often affects wildlife living in natural ecosystem. Moreover, the farmland ecosystem can be considered as an ecological pool, which provides economic compensation for natural ecosystems and urban ecosystems. It is useful for the conservation of wildlife and the improvement of environment.

The sustainable use of biological resources and the design of biodiversity in farmland ecosystem are discussed in the paper, too. The problem of biodiversity in the farmland ecosystem of cotton and the habitat of crested ibis, as examples, are discussed.

Key words Biodiversity, Farmland ecosystem, Sustainable use

森林片断化对生物多样性的影响*

郭萍 马友鑫 张一平

(中国科学院西双版纳热带植物园, 昆明 650223)

摘要 森林片断化对物种消长影响的研究在近几十年得到了各研究领域的广泛关注,尤其是引起了保护生物学家的注意,因而成为保护生物学的一个研究热点。本文根据国内外已发表的文献,讨论了森林片断化对物种的影响、片断化的非生物影响和片断化的面积效应与边缘效应等,并揭示了片断化在保护生物学中的意义。同时,探讨了该领域研究所存在的问题及其可能解决的途径,并展望了今后的发展方向。

关键词 森林片断化 面积效应 边缘效应 生物多样性 物种消长

受人为干扰及自然灾害的影响,伴随着森林大面积消失的同时,森林生境的片断化现象也日益严重。从广义上理解,片断化是指生境的丧失及生境空间排列的改变(Wiens, 1989)。片断化不仅导致森林生境丧失、生境质量恶化,而且对生物多样性产生重大影响。正如 Stuart Pimm 应用种一面积关系推测今后 50 年,由于生境的丧失将导致地球上 50% 的物种灭绝。片断化现象已引起生态学家和保护生物学家的广泛关注,特别是在近几十年发展尤为迅速。然而,对片断化的研究在国内外发展极不平衡,国内近几年才始有研究。本文根据几十年来国内外研究学者在这一领域的研究成果加以归纳、总结,为进一步的研究提供科学依据。

1 片断化的生物效应

片断化主要是通过改变物种赖以生存的环境,以及改变人与动、植物之间、物种之间的相互作用关系,即片断化的次级效应,而对生物多样性产生重大影响。

1.1 片断化对生境的影响

1.1.1 生境质量的改变

生境丧失尤其是原有生境的丧失可能使得本地种不适应新生境,进而引起物种局部灭绝。新生境下形成的群落异于原有生境,而新生境内的物种可能侵入原有生境进行捕食(Saunders, 1990)、寄生(Usher, 1988),或与本地种竞争(Platt 和 Strong, 1989; da Fonseca 和 Robinson, 1990),从而增大本地种的生存危机。

随着片断化的加剧,生境质量如森林结构的变化将对动物获得某些生境资源如避难所、取食及繁殖的可能性造成影响。许多研究结果反映出森林资源的可获得性与不同动物类群间的显著的关系,包括哺乳类(Deacon 和 Mac Nally, 1998),鸟类(Palmer, 1998)、爬行类(Brown, 2000)、以及无脊椎类(Bromham 等, 1999)。例如,两栖动物因为它们的蛋得不

* 云南省自然科学基金(97C093M)、国家自然科学基金(39770141)和中国科学院“九五”重大项目(KZ951-A1-104-01)资助

到保护,它们自身的生存需要潮湿的环境,所以对生境的改变尤为敏感。研究表明,两栖类物种丰富度可能与某些生境特性如湿度和腐殖质厚度(Woinarski 和 Gambold, 1992)以及林下层密度(Pough 等, 1987)相关。

1.1.2 片段间的连接度

片段化后的斑块由于高度的隔离而使其对各种外界的影响变得更为脆弱,如放牧、采伐、耕作及狩猎(Norton, 1992; Scougall 等, 1993)。同时,隔离也使得同质斑块间的各种生态流如有机体流、物质流和能量流的交换受到抑制,从而造成物种生存危机。因此,从增强片段间连接度的角度来看,生境走廊的作用就不容忽视。在澳大利亚西部的一些地区,Lamont 和 Southall (1982)发现沿公路边生长的槲寄生(*mistletoe*)寄主树的数量是相邻自然保护区内的 10 倍以上,可见诸如公路这样的走廊,仍为该植物很好的生境资源。显然,不同物种,对生境走廊的要求不同,为满足物种在片段间活动的需求,需要对生境走廊做更深入的研究。

1.1.3 片断的隔离时间及距离

片段化初期,由于种群数量低于环境承载力,或是因为同类可替代个体迁入片断的活动,片段化对种群密度没有影响,相反,在短时期内,片断内的种群密度升高。Wolff (1997)等考察了短时期内片段化对灰尾田鼠的数量及行为的影响,发现 70%的生境丧失不仅没有影响种群数量、生殖率、幼体增补,反而引起种群密度升高;类似地,在巴西玛瑙斯的亚马逊盆地进行的森林片断内生物动态项目的调查中,人们惊奇地发现新近形成的森林片断鸟类的种群密度剧烈升高,同时鸟类的活动更为频繁(Bierregaard 等 Lovejoy, 1989)。然而,随着片段化的加剧、外界环境影响增强,在长时期的隔离下,动物活动范围及活动能力的受限使得近亲繁殖及生殖压抑的影响,终将降低种群的存活能力。如前提到的生物动态的调查,研究者很快发现在片段化完成之后,种群密度升高的现象只持续了将近 200 天,然后迅速下降低于片段化之前的水平。

此外,片段间的隔离距离也是影响物种丰富度的因素之一(Laurance, 1994; Fitzgibbon, 1997)。片段间的隔离距离越大,就越有可能抑制动物在片段间的活动,一旦这些动物作为植物种子的传播者,则这种活动的失败就极有可能影响植物的传播;如果它们是植物的传粉者,那么它们的活动受限也就抑制了植物的基因流,影响植物在片段内的延续(Jennersten, 1988; Cunningham, 2000)。

1.1.4 森林片断周围生境类型

森林片断往往被不同的生境类型所包围,例如牧场、农田、次生林、以及不规则的城市斑块等,这些周边地区集合而成基质(Forman 和 Godron, 1986)。大量的研究揭示基质的自然情况和土地利用方式在种群动态过程中起重要作用。例如,当基质的自然植被结构类似于原始林的时候,许多森林物种能够利用这样的地区,或为生境,或在片段间移动(Laurance, 1994; Stouffer 和 Bierregaard, 1995; Gascon 等, 1999),从而削弱了片段化带来的负面效应。因此,可以认为这种条件下的基质(如次生林),是有价值的生境走廊,它不仅提高了片段间的连接度,而且维持了较高的物种迁移率(Daily 和 Ehrlich, 1995)。

1.2 与生境片段化相联系的次级变化

1.2.1 人为活动对物种的影响

人类通过对森林片断周围土地利用的不同,间接影响种群动态。例如,在马来西亚,一些小的热带雨林片断拥有很高的生物多样性(包括了大型哺乳动物)。很明显,这些小片断

极少受到人为干扰,并且为广阔的种植园所包围(Bennet 和 Caldecott, 1981 ; Duff 等, 1984)。另外,人们还可通过采集、伐木及狩猎等生活、生产活动而与物种直接发生联系。在研究保护区内大型食肉动物可能的灭绝原因时,Woodroffe 和 Ginsberg (1998) 认为引起种群死亡率升高的主要原因是在保护区边界地带遭到人们频繁的猎杀,而不是种群太小。

1.2.2 种间相互作用

片断化有时未必直接作用于物种,而是通过物种在生态系统中彼此的相互作用关系反映出来的。当片断化影响到这些关系中某个环节的时候,最终就会影响物种的存在。例如,捕食者数量的改变将影响猎物的种群动态(Terborgh 和 Winter, 1980);被食种群的灭绝导致捕食种群的消失(Bierregaard 和 Lovejoy, 1989),竞争关系的变化(da Fonseca 和 Robinson, 1990),巢寄生的增加将影响寄主(Wilcove, 1985)。

2 片断化的非生物影响

以往研究片断化主要针对片断化的生物效应,而对物理环境的影响则极少考虑。随着片断化的加剧、对林缘研究的日益深入,研究者才逐渐意识到物理环境的变化极有可能有助于阐明片断化生物效应的机制,从而在 20 世纪 80 年代初开展了小气候方面的观测,并取得了一定的进展(Malcolm, 1994; Camargo 和 Kapos, 1995; Che 等, 1995a; Kapos 等, 1997; 马友鑫等, 1998)。

研究者普遍认为林缘附近小气候环境的主要特征是:日间获得较多的太阳辐射、夜间长波辐射增强,小气候要素日振幅增大,多风、干热等。林缘的冠层消失,使它不能象林内那样,用高大、深厚的林冠阻挡长波辐射的逃逸。因此,所产生的辐射收支的差异导致两者温、湿度不同,而热交换的结果则通过风或湍流产生了温、湿度的梯度变化。由于林缘与林内的小气候环境差异显著,由此所产生的生物效应明显。因此,有人提出从能量平衡角度来深入了解边缘效应,或许是获取边缘效应机制确切知识的关键(Chen 等, 1995a; 马友鑫等, 1998),但这一设想仍需要大量的观测数据及相关的研究结果来验证。

此外,片断化森林内的林窗作用也是不容忽视的。已有研究证实大林窗的边缘、小林窗的中心,它们的光环境与新形成的林缘极为相似(Chazdon, 1986),而 Camargo 和 Kapos (1995) 也提到林窗可从一个形成只有 5 年的新边缘向林内推进深达 80m。尽管林窗促进了森林更新,它的激增、面积扩大仍然改变了森林结构、植被组成(Clark, 1990; Denslow, 1995)、以及森林的小气候环境(Kapos 等, 1997)。如果是小片断就可能因风的干扰而被瓦解,即使是大片断也会出现因干扰频度增强,林内顶极种减少而先锋种、次生种增多的情况。林窗干扰的重要性已得到国内外学者的广泛重视(Platt 和 Strong, 1989 ; 张一平等, 2000),通过对林窗的研究,将有助于理解片断化的生物效应。

3 片断化的面积效应与边缘效应

3.1 面积效应与隔离效应

受岛屿生物地理学的影响(MacArthur 和 Wilson, 1967),人们最初对片断化的认识局限于对它的面积效应和隔离效应的研究,将片断化后形成的森林斑块看成一个个被其他景观类型隔离开的生境岛,因而普遍认为物种丰富度随片断化面积的增大而增大,较小且隔离程度高的片断很难维持较高的物种多样性(Freemark 和 Merriam, 1986; da Fonseca 和

Robinson, 1990; Newmark, 1991)。

但是, 也有许多研究得出了相反的结论 (Loman 和 Schantz, 1991; Bellamy 等, 1996)。片断化引起的生境丧失、生境质量下降等不利于物种生存的负面效应, 不同物种对其反映不同。片断化面积的减少, 影响最大的是那些对生境质量要求较高、对原有生境依赖较强、需要较大生存空间的物种; 相反, 对于活动能力差、能够适应多种生境尤其是人为干扰强烈、非林生境的物种, 则影响不大。但是, 较大的森林片断拥有的原始种较多及继发性灭绝 (subsequent extinction) 速率较小, 这是无可争辩的 (Terborgh 和 Winter, 1980)。

3.2 边缘效应

森林片断的边缘是森林与非林地之间的边界, 也是两类生态系统之间各种流 (有机体流、物质流、能量流) 的交换地带。边缘可对穿过它们的流起到促进、阻碍或保持中立的作用 (Pickett 和 Canham, 1995)。随着片断面积的减小, 森林暴露于其他生境类型中的边缘比例增加, 边缘的重要性逐渐体现出来, 同时也使得对边缘效应的研究, 成为森林生态学的研究热点之一。

如前所述, 林缘物理环境明显不同于林内。林缘小气候要素的改变如日间辐射增强, 能够促进植物的生长、发育。在美国的中部和东部, 森林边缘要比林内拥有更多的植物种 (Ranney 等, 1981; Brothier 和 Spingarn, 1992)、更高的树干密度及结构多样性 (Brothers 和 Spingarn, 1992)。但是, 裸露的林缘也使得飓风、火灾等自然灾害长驱直入, 从而导致林缘植物的死亡率升高 (Chen 等, 1992; Ferreira 和 Laurance, 1997)。此外, 大量的研究表明: 林缘的出现支持了能够适应干扰的藤本植物、先锋植物的繁殖 (Malcolm, 1994; Viana 等, 1997), 以及外来种入侵 (Fensham 等, 1994), 因而影响顶极种、林内种的生存, 改变了近缘森林的植被组成和结构。在巴拿马热带湿性森林中, Williams-Linera (1990b) 调查林缘植被动态时发现, 林缘植物主要来源于边缘形成以前就已存在的幼苗和幼树, 此外由于林缘入射光中的红光与远红光的比率增大, 促进了土壤种子库中先锋种的种子萌发 (Orozco 和 Vázquez, 1989), 也为干扰后的林缘植被组成提供了潜在的物种来源。

林缘小气候的变化、及适宜生境的改变都将直接影响动物的分布 (Kuitunen 和 Mäkinen, 1993)。此外, 林缘也可通过引起寄生者及捕食者分布的变化, 间接的改变寄主及猎物的分布 (Malcolm, 1994)。Fonseca 和 Robinson (1990) 发现大西洋岛上一些小的森林斑块由于缺少捕食者, 已被一种常见的广布种负鼠 (*Didelphis lanigera*) 占据, 而其他种类的小型哺乳动物则被淘汰出局, 降低了当地的物种多样性。

绝大多数研究者是通过研究其所关注的变量 (如某个小气候要素或生物变量) 的边缘效应深度 (即此变量明显不同于林内的最后点距林缘的距离) 来探讨并测定边缘效应的强度。但是, 影响边缘效应深度的因子极为复杂, 包括生物方面的如森林类型 (Chen 等, 1992)、物种的生物学特性 (Wiens, 1992)、林缘植被类型和结构 (Didham 和 Lawton, 1999)、林冠开放度 (Chazdon 和 Fetcher, 1984; Chazdon, 1986)、周围基质类型等; 非生物因素如林缘的取向 (Murcia, 1995; 马友鑫等, 1998)、年龄 (Camargo 和 Kapos, 1995; Kapos 等, 1997)、地形地势 (Matlack, 1993)、季节变化 (Noss, 1991)、气候、片断的形状和面积 (Hansen, 1981), 及干扰程度等。因此, 认为边缘效应是静态的, 以及都千篇一律随着距边缘距离的变化而单调增减的想法过于简单。

4 讨论和展望

4.1 生物对片断化的响应——物种的生活史及生态学特性

片断化对生物的影响并不完全取决于片断化引起的一系列的负面效应,在两者相互作用过程中,物种的生物、生态学特性对于物种能否在片断内存在同样起到了至关重要的作用。

片断化将一个种群分割为几个小种群,并使其局限于狭小的片断内。从理论上讲,种群越小越易遭受到各种波动的影响,包括数量、环境、基因方面的随机变动,从而增大了小种群的灭绝概率(Frankham, 1998; Franklin 和 Frankham, 1998)。此外,有些物种尤其是森林内部的原始种在长期的演化过程中,与生存环境形成了相互依存、一一对应的命运,离开特定的生境就不能生存。显然,片断化的出现引起了它们的生存危机(Levey 和 Stiles, 1992; Stouffer 和 Bierregaard, 1995)。然而,另外有些物种能够利用各种生境,包括林冠、林缘、林窗,以及次生林地等,从而降低了片断化的负面效应(Wenger 和 Merriam, 1990; Henein, 1995)。

再者,物种躯体越大、活动能力越强,它需要的生存空间也就越大。片断化促使森林面积减小,一些物种如猎豹、野猪等就有可能在小片断找不到足够的食物或其他关键资源而难以在小片断内长期存在(Redford 和 Robinson, 1991)。相反,对于小型哺乳动物诸如白足鼠(*Peromyscus leucopus*)、红尾鼠(*Clethrionomys gapperi*)等就不存在这样的问题。

4.2 面积效应与边缘效应

随着对边缘效应的研究高潮迭起,有许多研究者认为片断化的生物作用是边缘效应而不是面积效应,否认面积效应的重要性是不符合实际情况的,尽管研究结果显示出面积效应对物种影响的多样化,但作为片断化的主要特征之一,它的研究价值不容忽视。此外,片断化导致的负面效应大都伴随着面积的减少,而且往往是因为面积的急剧降低而引起或加剧了其他负面影响的作用。

再者,两者的作用并不矛盾,它们只是片断化发展的不同时期下的主要表现。片断化初期,边缘占的比例小,整体上片断化表现出面积效应;随着片断化加剧,边缘所占比例迅速增大,同时小片断的核心面积快速丧失,因而加剧了边缘效应。

4.3 片断化研究中存在的问题

虽然人们已经认识到片断化的重要性,并投入了大量的人力、物力来研究它,但是作为一个新的研究领域,对片断化的研究仍缺乏统一性、一致性。此外,由于还未形成自己的理论基础,导致概念模糊,进而造成研究难度增大。基本概念不明确、研究方法不统一,阻碍了对片断化机制的理解。

存在的主要问题来自两个方面即实验和研究者。前者包括实验设计、样地选取等。例如有些实验选用只持续了一季或一年的斑块来考察特定种群行为、数量上的变化,虽然这样做可以清楚的评估片断化作用于所研究对象的潜在机制,但是,却反映不出发生在人为干扰的景观中,生物之间、生物与非生物之间的大量的间接反馈作用,而长时期的实验则可揭示因时间尺度较短而察觉不了的重要过程。片断产生的原因、干扰史、形成时间、周围基质类型、片断间的连接度、片断的森林类型和结构等等都对片断化产生重大影响,研究者若对这些影响因素认识不足,就会导致研究结果失真。

由于影响片断化的因子复杂,从而增大了对片断化的研究难度。现在有许多研究者致力

于片断化模型的研究,希望能找到适用于某些物种对片断化响应的普遍模式(Wolff, 1997)。然而,这又涉及到参数的选择、定量化,以及生物指标的典型性,更大的问题是有可能因为对种间作用理解不够深入,而影响了模型的可用性。当然,这方面的尝试有利于对片断化的理解。此外,必须认识到片断化的问题不是一、二个学科能解决的,只有多学科共同协作才有可能阐明其机制。现阶段对片断化的研究仍处于资料积累阶段,还需要大量的研究及有效的科学数据的积累,才能为人类的可持续发展奠定坚实的理论基础。

参考文献

- 马友鑫, 刘玉洪, 张克映. 1998. On microclimate edge effects of tropical rain forest fragments in Xinshuangbanna. 植物生态学报, 22 (3): 250~255
- 张一平, 王进欣, 马友鑫, 刘玉洪. 2000. Temporal-spatial characteristics of trunk surface temperature at the edge of canopy gap in tropical secondary forest of Xinshuangbanna in dry season. 北京林业大学学报, 22 (3): 8~13
- Bellamy, P. E., S. A. Hinsley and I. Newton. 1996. Factors influencing bird species numbers in small woods in southeast England. *Journal of Applied Ecology*, 33: 249~262
- Bennet, E. L. and J. O. Caldecott. 1981. Unexpected abundance: the trees and wildlife of the Lima Belas Estate Forest Reserve, near Slim River, Perak. *The Planter*, 57: 516~519
- Bierregaard, R. O. and T. E. Lovejoy. 1989. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. *Acta Amazonica*, 19: 215~241
- Bromham, L., M. Cardillo, A. F. Bennett and M. Elgar. 1999. Effects of stock grazing on the ground invertebrate fauna of woodland remnants. *Aust. J. Ecol*, 24: 199~207
- Brothers, T. S. and A. Spingarn. 1992. Forest fragmentation and alien plant invasion of Central Indiana old-growth forests. *Conservation Biology*, 6: 91~100
- Brown, G. 2000. The influence of habitat disturbance on reptiles in a Box-Ironbark eucalypt forest of South-eastern Australia. *Biodiversity and Conservation* (in press)
- Camargo, J. L. and C., V. Kapos. 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology*, 11: 205~221
- Chazdon, R. L. 1986. Light variation and carbon gain in rain forest understory palms. *Journal of Ecology*, 72: 995~1012
- Chazdon, R. L. and N. Fetcher. 1984. Photosynthetic light environments in a lowland tropical rain forest in Costa Rica. *Journal of Ecology*, 72: 553~564
- Chen, J., J. F. Franklin and T. A. Spies. 1992. Vegetation responses to edge environments in old-growth Douglas-fir forests. *Ecological Applications*, 2 (4): 387~396
- Chen, J., J. F. Franklin and T. A. Spies. 1995a. Growing-season microclimatic gradients from clearcut edges into old-growth Douglas-fir forests. *Ecological Applications*, 5: 74~86
- Clark, D. B. 1990. The role of disturbance in the regeneration of Neotropical moist forests. In: Bawa, K. S., M. Hadley. eds. *Reproductive ecology of tropical forest plants*. UNESCO, Paris, France, pp: 291~315
- Cunningham, S. A. 2000. Effects of habitat fragmentation on the reproductive ecology of four plant species in

- Mallee woodland. *Conservation Biology*, 3: 758~768
- da Fonseca, G. A. B. and J. G. Robinson. 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation*, 53: 265~294
- Daily, G. C. and P. R. Ehrlich. 1995. Preservation of biodiversity in small rainforest patches: rapid evaluations using butterfly trapping. *Biodiversity and Conservation*, 4: 35~55
- Deacon, J. N. and R. M. Nally. 1998. Local extinction and nestedness of small-mammal faunas in fragmented forest of central Victoria, Australia. *Pac. Conservation Biology*, 4: 122~131
- Denslow, J. S. 1995. Disturbance and diversity in tropical rain forests: the density effect.
- Didham, R. K. and J. H. Lawton. 1999. Edge Structure Determines the Magnitude of Changes in Microclimate and Vegetation Structure in Tropical Forest Fragments. *Biotropica*, 31 (1): 17~30
- Duff, A. B., R. A. Hall and C. W. Marsh. 1984. A survey of wildlife in and around a commercial tree plantation in Sabah. *Malaysian Forester*, 47: 197~213
- Ecological Applications*, 5: 962~968
- Fensham, R. J., R. J. Fairfax and R. J. Cannell. 1994. The invasion of *Lantana camara* L. in Forty Mile Scrub National Park, north Queensland. *Australia Journal of Ecology*, 19: 297~305
- Ferreira, L. V. and W. F. Laurance. 1997. Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in central Amazonia. *Conservation Biology*, 11: 797~801
- Fitzgibbon, C. D. 1997. Small mammals in farm woodlands: the effects of habitat, isolation and Surrounding land-use patterns. *Journal of Applied Ecology*, 34: 530~539
- Forman, R. T. T. and M. Godron. 1986. *Landscape Ecology*. Wiley, New York
- Frankham, R. 1998. Inbreeding and extinction: island populations. *Conservation Biology*, 12: 665~675
- Franklin, I. R. and R. Frankham. 1998. How large must populations be to retain evolutionary potential? *Animal Conservation*, 1: 69~73
- Freemark, K. E. and, H. G. Merriam. 1986. Importance of area and habitat heterogeneity to bird assemblages in temperate forest fragments. *Biological Conservation*, 36: 115~141
- Gascon, C., et al. 1999. Matrix habitat and species persistence in tropical forest remnants. *Biological Conservation*, 91: 223~229
- Hansen, E. A. 1981. Root length in young hybrid *Populus* plantations: Its implications for border width of research plots. *Forest Science*, 27: 82~93
- Henein, K. M. 1995. Predicting survival of woodland species in human altered landscapes. Dissertation. Carleton University, Ottawa, Canada
- Jennersten, O. 1988. Pollination of *Dianthus deltoids* (Caryophyllaceae): effects of habitat fragmentation on visitation and seed set. *Conservation Biology*, 2: 359~366
- Kapos, V., E., J. L. Wandelli, Camargo and G. Ganage. 1997. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in central Amazonia. In: Laurance, W. F., and R. O. Bierregaard eds. *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. The University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA, pp: 33~44
- Kuitunen, M. and M. Mäkinen. 1993. An experiment on nest site choice of the Common Treecreeper in fragmented

- boreal forest. *Ornis Fennica*, 70: 163~167
- Lamont, B. B. and K. J. Southall. 1982. Biology of the mistletoe *Amyema preissii* on road verges and undisturbed vegetation. *Search*, 13: 87~88
- Laurance, W. F. 1994. Rainforest fragmentation and the structure of small mammal communities in tropical Queensland. *Biological Conservation*, 69: 23~32
- Levey, D. J. and F. G. Stiles. 1992. Evolutionary precursors of long-distance migration: Resource availability and movement patterns in neotropical landbirds. *American Naturalist*, 140: 447~476
- Loman, J. and T. von Schantz. 1991. Birds in a farmland—more species in small than in large habitat island. *Conservation Biology*, 5: 176~188
- MacArthur, R. H. and E. O. Wilson. 1967. The theory of island biogeography. Princeton: Princeton University Press
- Malcolm, J. R. 1994. Edge effects in Central Amazonian forest fragments. *Ecology*, 75: 2438~2445
- Matlack, G. R. 1993. Microenvironmental variation within and among forest edge sites in the eastern United States. *Biological Conservation*, 66: 185~194
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 10: 58~62
- Newmark, W. D. 1991. Tropical forest fragmentation and the local extinction of understory birds in the Eastern Usambara Mountains, Tanzania. *Conservation Biology*, 5: 67~78
- Norton, D. A. 1992. Disruption of natural ecosystems by biological invasion. In: Willison, J. H. M., S. Bondrup-Nielsen, C. Drysdale, T. B. Herman, N. W. P. Munro and T. L. Pollock eds. *Science and the management of protected areas*. Elsevier, Amsterdam, pp: 309~319
- Noss, R. E. 1991. Effects of edge and internal patchiness on avian habitat use in an old-growth Florida hammock. *Natural Areas Journal*, 11: 34~47
- Orozco-Segovia, A. and C. Vázquez-Yanes. 1989. Light effects on seed germination in *Piper L.* *Acta Oecol*, 10: 123~146
- Palmer, G. C. 1998. Community and foraging responses of birds to ground layer disturbance in box-ironbark woodlands in central Victoria. Honors thesis, Deakin University, Victoria
- Pickett, S. T. A. and M. L. Cadanasso. 1995. Landscape Ecology: Spatial Heterogeneity in Ecological Systems. *Science*, 269 (21): 331~334
- Platt, W. J. and D. R. Strong. 1989. Special Feature: Gaps in canopy ecology. *Ecology*, 70
- Pough, F. H., E. M. Smith, D. H. Rhodes and A. Collazo. 1987. The abundance of salamanders in forest stands with different histories of disturbance. *Forest Ecology and Management*, 20: 1~9
- Ranney, J. W., M. C. Bruner and J. B. Levenson. 1981. The importance of edge in the structure and dynamics of forest islands. In: Burgess, R. L., M. D. Sharpe eds. *Forest island dynamics in man-dominated landscape*. Springer-Verlag, New York, New York, USA, pp: 67~95
- Redford, K. H. and J. G. Robinson. 1991. Park size and conservation of forest mammals in Latin America. In: Mares, M. A. D. J. Schmidly eds. *Latin American Mammalogy, History, Biodiversity, and Conservation*. University of Oklahoma Press, Norman, Ok and London, pp: 227~234

- Saunders, D. A. 1990. Problems of survival in an extensively cultivated landscape: the case of Carnaby's cockatoo *Calyptorhynchus funereus latirostris*. *Biological Conservation*, 54: 277~290
- Scougall, S. A., J. Majer and R. J. Hobbs. 1993. Edge effects in grazed and ungrazed Western Australian wheatbelt remnants in relation to ecosystem reconstruction. In: Saunders, D. A., R. J. Hobbs and P. R. Ehrlich eds. *Nature conservation 3: Reconstruction of fragmented ecosystems, global and regional perspectives*. Surrey Beatty and Sons, Chipping-Norton, New South Wales, Australia, 163~178
- Stouffer, P. C. and R. O. Bierregaard. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds: effects of fragment size, surrounding secondary vegetation, and time since isolation. *Ecology*, 76: 2429~2443
- Terborgh, J. and B. Winter. 1980. Some causes of extinction. In: Soulé, M. E. and B. A. Wilcox eds. *Conservation Biology, an Evolutionary-Ecological Perspective*. Sinauer: Sunderland, 119~133
- Usher, M. B. 1988. Biological invasions of nature reserves: a search for generalizations. *Biological Conservation*, 44: 119~135
- Viana, V., A., Tabanez and J. Batista. 1997. Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest. In: Laurance, W. F. and R. O. Bierregaard eds. *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. Chicago: The University of Chicago Press, 351~365
- Wegner, J. and G. Merriam. 1990. Use of spatial elements in a farmland mosaic by a woodland rodent. *Biological Conservation*, 54: 263~276
- Wiens, J. A. 1989. *The ecology of bird communities. Volume 2. Processes and variations*. Cambridge University Press, Cambridge United Kingdom
- Wiens, J. A. 1992. Ecological flows across landscape boundaries: a conceptual overview. In: Hansen, A. J., F. di Castri eds. *Landscape boundaries: consequences for biotic diversity and ecological flows*. Springer-Verlag, New York, New York, USA
- Wilcove, D. S. 1985. Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology*, 66: 1211~1214
- Williams-Linera, G. 1990b. Origin and Early Development of Forest Edge Vegetation in Panama. *Biotropica*, 22 (3): 235~241
- Woinarski, J. C. L. and N. Gambold. 1992. Gradient analysis of a tropical herpetofauna: distribution patterns of terrestrial reptiles and amphibians in stage III of Kakadu National Park. *Australia Wildlife Research*, 19: 105~127
- Wolff, J. O., E. M. Schaubert and W. D. Edge. 1997. Effects of habitat loss and fragmentation on the behavior and demography of gray-tailed Voles. *Conservation Biology*, 4: 945~956
- Woodroffe, R. and J. R. Ginsberg. 1998. Edge Effects and the Extinction of Populations Inside Protected Areas. *Science*, 280 (26): 2126~2128

Effects of forest fragmentation on biodiversity

Guo Ping, Ma Youxin, Zhang Yiping

(Xishuangbanna Tropical Botanic Garden, The Chinese Academy of Sciences,
Kunming 650223)

Abstract Recently the effects of fragmentation on the growth and decline of species have been received a great concern from the scientists of different research fields, especially from conservation biologists, which has become a hot spot in conservation biology. Based on both of the domestic and international literatures, the influences of fragmentation on biota and physical environmental, and area effect and edge effects of fragmentation are discussed in this paper. The results show that the fragmentation research is important in conservation biology and natural reserve managements. Meanwhile the current problems and their possible solutions in the field are discussed, and the prospective directions of the studies in this area are projected.

Key words Forest fragmentation, Area effects, Edge effects, Biodiversity, Growth and decline of species

中国暖温带中部山区主要自然植被类型^{*}

高贤明 王 巍 李庆康 马克平 陈灵芝

(中国科学院植物研究所, 北京 100093)

摘要 中国暖温带大约位于北纬 $32^{\circ}30'$ ~ $42^{\circ}30'$, 东经 $105^{\circ}30'$ ~ $124^{\circ}30'$ 。由于地域广袤、地形变化复杂, 以及人类活动的长期影响, 植被类型具有较高的多样性。根据植物群落的种类组成、外貌和结构, 将暖温带中部山地森林区主要植被类型划分为落叶阔叶林、竹丛、针叶林、灌丛、亚高山灌丛和亚高山草甸 6 个植被型及 50 余个群系。

关键词 中国暖温带 植被 多样性 群系

中国暖温带落叶阔叶林区域大约位于北纬 $32^{\circ}30'$ ~ $42^{\circ}30'$, 东经 $105^{\circ}30'$ ~ $124^{\circ}30'$, 北与东北的丹东、内蒙古高原相连, 南以我国南北气候的天然分水岭秦岭—伏牛山—淮河一线为界, 东达胶东、辽东两半岛及苏北的连云港, 西抵陕甘两省边界, 中部为华北、淮北 两大平原 (黄淮海平原), 地跨河北 (包括北京、天津) 山东、山西、辽宁的东南部, 陕西、河南、安徽和江苏四省的北部, 以及甘肃的南部等地区, 总面积约 $700\,000\text{ km}^2$ (吴征镒, 1980; 周光裕, 1981), 主要有华北平原、淮北平原、山东半岛、辽东半岛和山西高原的东部组成。暖温带是我国文明的发源地之一, 生物资源开发历史悠久。暖温带中部是我国山地比较集中的地区之一, 随着近代人口激增、粮食短缺、工业化速度加快、环境污染等问题的日益加剧, 山区自然植被受到了前所未有的破坏, 导致了本区域生物多样性减低, 生物资源匮乏。中国科学院植物研究所及有关大专院校等一批学者自 20 世纪 50 年代起就致力于这一地区植被的考察、研究, 已取得了大量的第一手资料和大批科研成果。通过近期对暖温带自然植被类型的补充调查, 为了更全面地反映本区域自然植被, 并为该地区农林牧业的管理和规划及退化森林生态系统的恢复与重建等科学研究提供基础。

1 研究地点和方法

野外调查范围主要涉及暖温带中部山地, 包括北京山区、河北小五台山、山西吕梁山、太岳山、陕西秦岭及其余脉河南伏牛山等地, 共四省一市的秦岭、太行山、燕山等三大山系及其主脉和重要余脉。

分别设置 400 m^2 、 100 m^2 和 1 m^2 的样地面积对森林群落、灌丛和草甸进行典型抽样法调查。若为 400 m^2 样地, 则将样地划分成 $10\text{ m}\times 10\text{ m}$ 样方 4 个, 分别调查乔木层和灌木层,

^{*} 国家自然科学基金重大项目 (39893360) 的部分内容; 中国科学院植物研究所北京森林生态系统定位研究站的同行参加了部分野外工作, 河南农业大学叶永忠教授提供了河南伏牛山森林样地资料, 特此致谢。

E-mail: xmgao@ns. ibcas. ac. cn

乔木层采取每株测量法,即实际鉴定物种,测量、记载其高度、胸径、冠幅、枝下高等;灌木层分种类测量记载其平均高度、株数平均冠幅、最大冠幅、盖度等;草本层样方为 $1\text{m} \times 1\text{m}$,每 100m^2 样方选取 2~3 个,分种类测量、记载其平均高、株数、盖度等。自 20 世纪 90 年代以来,先后调查收集了近 300 多个样地资料。根据群落各层次建群种和全部物种组成,应用 TWINSpan 和 DCA 软件分别对样地资料进行了分类排序处理,并根据样地物种组成与外貌,对排序的结果进行了少量必要的调整。

2 结果

暖温带地带性森林植被是落叶阔叶林,主要建群种多以落叶的栎类 (*Quercus* spp.) 为主,其他落叶树种有槭 (*Acer* spp.)、椴 (*Tilia* spp.)、杨 (*Populus* spp.)、鹅耳枥 (*Carpinus* spp.)、樱 (*Prunus* spp.)、花楸 (*Sorbus* spp.) 等树种,但通常散生于林中,很少为优势树种。与阔叶树相比,针叶树种类虽然不多,但针叶林却比较常见,其中,油松 (*Pinus tabulaeformis*) 林在暖温带天然林已不多见,一般为人工林;在低海拔分布的有侧柏 (*Platycladus orientalis*) 林和白皮松 (*Pinus bungeana*) 林等。除侧柏在暖温带分布较广,常在干旱的山坡上形成纯林或成为群落单优种外,白皮松只出现黄土高原区的低中山及低山区,多与栓皮栎或侧柏混交;中山、亚高山分布的针叶树种较多,有华山松 (*Pinus armandi*)、华北落叶松 (*Larix principis-rupprechtii*)、太白红杉 (*L. chinensis*)、巴山冷杉 (*Abies fargesii*)、臭冷杉 (*A. nephrolepis*)、青杆 (*Picea wilsonii*)、白杆 (*P. meyeri*) 等。秦岭、伏牛山等暖温带南部山区是华山松主要分布区,受乱砍滥伐的影响,华山松林郁闭度较低,常混生有桦木或山杨 (*Populus davidiana*)。华北落叶松林则出现于桦木林之上,往往能形成大面积的纯林,但也常有桦木、山杨混生。云、冷杉林分布在更高的地带,常达亚高山草甸和亚高山灌丛的边缘。在暖温带中部的小五台山和东灵山等山区,枫桦、华北落叶松林等树种也能分布到山顶附近,与亚高山草甸和亚高山灌丛邻接。栎林或亚高山针叶林被破坏后,喜光的桦木和山杨常常首先侵入,形成桦木林、山杨林或杨桦林。亚高山灌丛一般分布在山脊两侧及山顶附近,常与草甸交替镶嵌,种类以金露梅 (*Potentilla fruticosa*)、银露梅 (*P. glabra*)、鬼箭锦鸡儿 (*Caragana jubata*) 最为常见,灌丛小斑块状分布,密集成半球球形。秦岭和黄土高原则出现头状杜鹃 (*Rhododendron*)、杯腺柳 (*Salix cupularis*)、高山绣线菊 (*Spiraea alpina*) 等种类。亚高山草甸种类较丰富,但多以禾本科、莎草科、菊科、蓼属 (*Polygonum*)、龙胆科、百合科的一些种类为主,很少有单优群落。

2.1 落叶阔叶林

暖温带落叶阔叶树种类丰富,落叶阔叶林在本区分布广泛,构成了山地森林的基本特征,森林群落的优势种或建群种通常以栎、杨、桦等属的树种为主。

2.1.1 栎林

壳斗科的栎属在暖温带森林植被中占有极为重要的地位,栎属一些落叶种类,如辽东栎 (*Quercus wutaishanica*)、栓皮栎 (*Q. variabilis*)、槲栎 (*Q. aliena*)、锐齿栎 (*Q. aliena* var. *acutesserata*)、槲树 (*Q. dentata*)、麻栎 (*Q. acutissima*)、蒙古栎 (*Quercus mongolica*) 等在暖温带所组成的各类栎林是该气候带地带性森林植被的最主要类型,从低山丘陵到中山都有分布(陈灵芝等,1985)。栎林具有较强的萌生能力,因此,栎林的更新与恢复都较快,抵抗干扰的能力很强,有较高的稳定性。但由于栎林的木材在用材、薪炭、食用菌种植等方

面用途广泛,暖温带浅山区的栎林受反复砍伐的影响,退化比较严重。而在深山区和一些封山育林管理较严的地带,栎林得到了较好的恢复。由于各种栎树对水、热条件的要求等方面的生态学特征有较大的差异,暖温带主要栎林由低海拔到高海拔垂直分布的顺序是麻栎林、栓皮栎林、槲树林、槲栎林、锐齿栎林、辽东栎林和蒙古栎林,由海拔 500 m 左右的低山丘陵地带到海拔 2 000 m 左右的中山地带,在秦岭,辽东栎林分布可达 2 300 m。

(1) 麻栎林

麻栎与栓皮栎生态习性相近,但前者对水、热条件要求较严,因而在暖温带不如栓皮栎分布范围广泛,至秦岭麻栎林分布海拔可达到 700 m 左右。由于在低山区和木材用途很广的缘故,麻栎更易遭受砍伐,现存的麻栎林都是些经反复砍割而形成的萌生幼林,呈灌丛状,高 4~5 m,林相很不整齐,很少有残遗的较高大整齐的林分,郁闭度达 0.8。混生的树种也多是喜光耐旱的种类,如栓皮栎、板栗 (*Castanea mollissima*)、黄连木 (*Pistacea chinensis*)、漆树 (*Toxicodendron* spp.) 等。在暖温带南部还出现了化香 (*Platycarya strobilacea*)、黄檀 (*Dalbergia hupeana*) 等落叶树种。灌木层不发达,盖度 10%~20%,主要以胡枝子 (*Lespedeza* spp.)、荆条 (*Vitex negundo* var. *Heterophylla*)、杭子梢 (*Campylotropis macrocarpa*)、柃子 (*Cotoneaster* spp.) 等组成。层间植物常见,有南蛇藤 (*Celastrus* spp.)、猕猴桃 (*Actinidia* spp.) 等。林下更新幼树也以麻栎、栓皮栎等为主,说明麻栎林有很高的稳定性。

(2) 栓皮栎林

栓皮栎林在本区分布于大约海拔 700~1 300 m 以下的低山丘陵和中山的下部,多为纯林或以栓皮栎为主的混交林。由于地处低山区,受砍伐、剥栓皮等人类活动的影响,栓皮栎目前多为萌生林,郁闭度 0.6~0.8。乔木层高 15 m 左右,伴生种不多,侧柏、刺柏、槲树、麻栎、槭 (*Acer* spp.) 等在不同地带交替出现。林下灌木层主要有黄栌 (*Cotinus coggygia*)、胡枝子、杭子梢、菝葜、卫矛 (*Euonymus* spp.)、胡颓子 (*Elaeagnus pungens*)、绣线菊 (*Spiraea* spp.)、蔷薇 (*Rosa* spp.) 等。草本层有苔草 (*Carex* spp.)、野青茅 (*Deyeuxia arundinacea*)、牛尾蒿 (*Artemisia subdigitata*)、牡蒿 (*A. Japonica*)、唐松草 (*Thalictrum* spp.)、北苍术 (*Atractylodes chinensis*)、委陵菜 (*Potentilla* spp.)、鸦葱 (*Scorzonera rurechtiana*)、黄精 (*Polygonatum* spp.) 等。

(3) 槲树林

槲树喜光喜温耐干旱,在暖温带垂直分布于海拔 400~1 000 m。槲树林与其他栎林一样,多是屡遭人类破坏,所以林分多以萌生的幼林为主,有时呈灌丛状,中山地带恢复时间较长的中龄林的林相比较整齐,乔木层高达 10 m 或更高。混生的树种较多,有锐齿槲栎、栓皮栎、漆树、山荆子 (*Malus baccata*)、青麸杨 (*Rhus potaninii*)、山杏 (*Prunus armeniaca* var. *ansu*) 等,干旱瘠薄的山地一般只有槲树和侧柏等少数种类。灌木层种类多,占优势的有胡枝子、忍冬 (*Lonicera* spp.)、卫矛、黄栌等。草本层的白莲蒿 (*Artemisia gmelinii*)、芒 (*Miscanthus sinensis*)、苔草、兔儿伞 (*Syneilesis aconitifolia*)、野青茅、白羊草 (*Bothriochloa ischaemum*) 等为主。层间有茜草 (*Rubia cordifolia*)、菝葜、三叶葡萄 (*Vitis piasezkii*)、三叶木通 (*Akebia trifoliata*)、南蛇藤、鸡矢藤 (*Paederia scandens*) 等。

(4) 槲栎林

槲栎和槲树生态习性相似,但分布在较高的海拔地带,通常在海拔 600~1 300 m。槲栎林同样因屡遭人类破坏,所以也多以萌生幼林为主,或灌丛状。发育较好的次生林林相比较

整齐,乔木层高约 10 m。混生的树种有锐齿槲栎、漆树、千金榆 (*Carpinus cordata*)、花楸树 (*Sorbus pohuashanensis*)、辽东栎、五角枫 (*Acer mono*) 等。灌木层种类较多,占优势的有胡枝子、绣线菊、忍冬、卫矛、黄栌等。草本层的白莲蒿、芒、苔草、白羊草、野青茅、早熟禾 (*Poa* spp.) 等为主。层间植物有菝葜、野葡萄 (*Vitis adstricta*)、山葡萄 (*Vitis amurensis*)、南蛇藤 (*Celastrus orbiculatus*)、五味子 (*Schisandra chinensis*) 等。

(5) 锐齿槲栎林

锐齿槲栎仅分布在暖温带森林区南部山地,分布上限达 1 900 m。锐齿槲栎林多为外貌整齐的萌生中幼年林,郁闭度 0.7~0.85,乔木层高 13~17 m,有时达 18 m。伴生树种不多,有时出现青榨槭 (*Acer davidii*)、椴树 (*Tilia tuan*)、四照花 (*Dendrobamthemia japonica* var. *chinenis*)、花楸、樱 (*Prunus* spp.) 等。灌木层有白檀 (*Symplocos paniculata*)、卫矛、绣线菊、桦叶荚蒾 (*Viburnum betulifolium*)、米面蕨 (*Buckleya henryi*)、青荚叶 (*Helwingia japonica*)、杭子梢、黄栌、胡枝子、绣线菊等,南部山地有些樟科的种类,如大叶钓樟 (*Lindera umbellata*) 等。草本层有苔草、野青茅、铃兰 (*Convallaria majalis*)、兔儿伞、华北耬斗菜 (*Aquilegia yabeana*)、毛茛 (*Ranunculus japonicus*)、淫羊藿 (*Epimedium brevicornum*)、堇菜、唐松草等。层间植物较多,主要有三叶木通、串果藤 (*Sinofranchetia chinensis*)、华中五味子 (*Schisandra sphenanthera*)、穿龙薯蓣 (*Dioscorea nipponica*)、桑叶葡萄 (*Vitis ficifolia*)、中华猕猴桃 (*Actinidia chinensis*)、茜草、赤爬 (*Thladiantha dubia*) 等。

(6) 辽东栎林

辽东栎林是暖温带森林区分布最广的群落类型,本区各山区均有分布,垂直分布范围在海拔 1 000~2 300 m 之间,林地土壤为山地棕壤或褐土,土层较薄,但枯枝落叶因温度低而分解缓慢,厚约 3 cm,土壤色泽深重,富含有机质。辽东栎在暖温带中部分布在 1 000 m 左右,受人类活动的影响,海拔 1 000 m 以下多退化为灌丛状,即使在太白山,辽东栎林也是次生的。辽东栎很少组成纯林,伴生树种较多,主要有白桦 (*Betula platyphylla*)、黑桦、山杨 (*Populus dividiana*)、核桃楸 (*Juglans mandshurica*)、椴、槭、千金榆、花曲柳 (*Fraxinus rhynchophyllus*)、槲栎等等,数量由少至多而形成混交林,但发育较好的均为单优群落,乔木层盖度为 55%~95%,高度通常 10 m 左右。林下灌木层常有照山白 (*Rhododendron micranthum*) 成片分布,林下灌木层的发达程度随乔木层盖度的增加而降低,种类也逐渐减少,主要种类有北京丁香 (*Syringa pekinensis*)、胡枝子、柔毛绣线菊 (*Spiraea pubescens*)、山楂叶悬钩子 (*Rubus crataegifolius*)、小花溲疏 (*Deutzia parviflora*)、六道木 (*Abelia biflora*)、美蔷薇 (*Rosa bella*)、山桃 (*Prunus dividiana*) 等,至秦岭一带有大叶华北绣线菊 (*Spiraea fritschiana*)、蜀五加 (*Acanthopanax setchuenensis*)、山楂 (*Crataegus pinnatifida*)、米面蕨、桦叶荚蒾、蒙古荚蒾 (*Viburnum mongolicum*)、陕西荚蒾 (*V. Schesianum*)、筱竹 (华桔竹 *Thamnocalamus spathceus*)、箭竹 (*Sinarundinaria nitida*)、紫花卫矛 (*Euonymus porphyreus*) 等。草本层有淫羊藿、铃兰、鬼灯檠 (*Rodgersia aesculifolia*)、落新妇 (*Astilbe chinensis*)、马蹄香 (*Saruma henryi*)、兔儿伞、水杨梅 (*Geum aleppicum*)、苔草、早熟禾、大油芒 (*Spodiopogon sibiricus*)、重楼 (*Paris polyphylla*)、蒿 (*Artemisia* spp.)、风毛菊 (*Saussurea japonica*)、北柴胡 (*Bupleurum chinense*)、小红菊 (*Dendranthema chanetii*)、唐松草、北京隐子草 (*Cleistogenes hancei*)、矮苔草 (*Carex humilis* var. *nana*)、乌头 (*Aconitum* spp.)、委陵菜等等,盖度一般在 80% 左右。层间植物有穿龙薯蓣、茜草、铁线莲 (*Clematis* spp.)、

菝葜等。辽东栎林的更新以萌生为主,实生苗较少见(王巍,1998;孙书存等,2001;高贤明等2001)。

2.2.2 桦木林

桦木属树种通常喜光、耐寒,桦木林为次生植被,是中山地带辽东栎林或针叶林被破坏后形成的群落类型。

(1) 白桦林

白桦一般分布于海拔1000~2000 m之间,但形成单优群落多在海拔1200~1700 m的地带。与白桦混生的乔木树种主要是山杨、黄花柳、辽东栎,海拔1500 m左右,黑桦、风桦、椴也常混生其中。白桦林乔木层高度达15 m左右,盖度50%~75%。由于透光性较好,林下灌木层非常发达,盖度90%左右,种类十分丰富,如照山白、六道木、毛榛(*Corylus mandshurica*)、美蔷薇、蒙古荚蒾、柔毛绣线菊、鼠李(*Rhamnus* spp.)、巧玲花(*Syring pubescens*)、红丁香(*S. villosa*)等等。草本层也较发达,种类有10余种,常见的有苍葱(*Allium victorialis*)、华北风毛菊(*Saussurea mongolica*)、玉竹(*Polygonatum odoratum*)、鹿药(*Smilacina japonica*)、糙苏(*Phlomis umbrosa*)、地榆(*Sanguisorba officinalis*)、丁矮紫苞鸢尾(*Iris ruthenica* var. *nana*)、歪头菜(*Vicia unijuga*)、宽叶苔草(*Carex siderosticta*)、隐子草等。在太白山,灌木层金背杜鹃(*Rhododendron clementinae* ssp. *aureodorsale*)、太白杜鹃(*R. purdomii*)较普遍,还有华北忍冬(*Lonicera tatarinowii*)、刚毛忍冬(*L. hispida*)、冰川茶藨子(*Ribes glaciale*)、六道木、峨眉蔷薇(*Rosa omeiensis*)、青荚叶等;草本植物种类有堇菜、山酢浆草(*Oxalis griffithii*)、裸茎碎米荠(*Cardamine dendata*)、苔草、升麻(*Cimicifuga foetida*)等,独叶草(*Kindonia unifolia*)有时成片分布。白桦适应能力强,能在土层浅薄甚至石滩上分布,并常与山杨等阔叶树种组成混交林。白桦林下通常辽东栎萌生苗和槭属等实生苗较多,当距云、冷杉林较近时,则云、冷杉苗和幼树较多,反映了白桦林的演替趋势。

(2) 风桦林

风桦林在东灵山主峰一带分布十分普遍,海拔1600 m以上的北坡及偏北坡几乎全为风桦林,直至山顶、主峰附近仍有分布。风桦林郁闭度较白桦、黑桦林高,盖度达85%左右,伴生树种少,黄花柳、辽东栎有时混生其中。乔木层高度8~15 m,山顶处树干扭曲,高度降低,常常不到2 m。林下灌木层不发达,在较低的海拔地带六道木、红丁香等,在海拔2000 m左右,林下已无灌木层。林下草本层稀疏,种类有华北耧斗菜、胭脂花(*Primula maximowiczii*)、拳参(*Polygonum bistorta*)、矮紫苞鸢尾、狭苞橐吾(*Ligularia intermedia*)、矮苔草、鼠掌老鹳草(*Geranium sibiricum*)等。

(3) 黑桦林

黑桦与白桦在分布的海拔高度上有较大的重叠,但黑桦很少与白桦组成混交林。伴生树种有山杨、蒙椴(*Tilia mongolica*)、辽东栎等。黑桦林乔木层盖度较低,在60%~75%之间。灌木层种类不多,常见的有照山白、胡枝子、六道木、柔毛绣线菊等。草本层盖度约为40%,种类有银背风毛菊(*Saussurea nivea*)、三褶脉紫菀(*Aster ageratoides*)、唐松草、隐子草、地榆、矮苔草、毛果堇菜(*Viola collina*)、沙参(*Adenophora* spp.)、大油芒等。林下更新状况与白桦林相似。

(4) 红桦林

红桦林分布在暖温带南部,在垂直分布上几乎与白桦林重叠。红桦林的立地条件常优于

白桦林, 土层较厚, 达 20 cm, 多为纯林, 但与白桦也时常混生。红桦林外貌通常整齐, 郁闭度 0.6~0.7, 结构简单, 层次分明, 有时有冷杉、落叶松残留其中。灌木层组成复杂, 箭竹、峨眉蔷薇、绣线菊、绣线梅 (*Neillia thysiflora*)、太白杜鹃、筱竹、陕甘花楸、卫矛等常为优势种。草本层有糙苏、白花碎米荠、鬼灯檠、黄水枝 (*Tiarella polyphylla*)、苔草、发草 (*Deschampsia caespitosa*)、草芍药 (*Paeonia obovata*)、藜芦 (*Veratrum nigrum*), 以及羽节蕨 (*Gymnocarpium disjunctum*)、溪洞碗蕨 (*Dennstaedtia wilfordii*) 等蕨类植物。

(5) 牛皮桦林

牛皮桦亦分布在暖温带的南部, 一般位于中山的上部, 在秦岭可达 2 800 m。牛皮桦通常呈小斑块状分布, 而且多与红桦、冷杉、太白红杉等混生。但在秦岭北坡有大面积的纯林。林下灌木层有筱竹、陕甘花楸 (*Sorbus koehneana*)、杜鹃 (*Rhododendron* spp.)、茶藨子 (*Ribes* spp.)、五台忍冬 (*Lonicera kungeana*)、峨眉蔷薇、小檗 (*Berberis* spp.) 等; 草本层主要有糙苏、升麻、草芍药、苔草, 以及禾本科的一些种类。

(6) 坚桦林

坚桦总是分布在海拔 1 500 m 以上地带的山脊或近山顶处。因此, 坚桦林一般面积不大, 分布仅局限于山脊附近。受山顶温度低和风速大的影响, 坚桦林上层林木高度较低, 一般不超过 3 m, 常与灌木层的照山白、六道木、柔毛绣线菊、三桠绣线菊 (*Spiraea trilobata*)、胡枝子等几处同一层, 盖度达 85%。由于土壤瘠薄而干旱, 林下草本层盖度仅有 45% 左右, 以白莲蒿、北柴胡、天蓝韭 (*Allium cyaneum*)、矮苔草、糙隐子草 (*Cleistogenes squarrosa*) 等为主。

2.2.3 杨树林

杨属种类为阳性树种, 杨树林是中低山地带栎林被破坏后形成的群落类型。

(1) 山杨林

山杨在暖温带各山区均有分布, 垂直分布在 700~2 000 m 之间。由于喜湿润肥沃的土壤条件, 山杨常在谷地、缓坡和山麓分布较普遍, 坡度较大或阴坡分布较少。乔木层 15 m 或更高, 郁闭度 0.7 左右, 多与白桦、黑桦混交, 形成“杨桦林”, 辽东栎、五角枫、花楸、黄花柳 (*Salix caprea*)、蒙椴等也常出现在杨桦林中。由于乔木层较高、郁闭度不大, 灌木层比较发达, 种类变化很大, 常见的有胡枝子、平榛 (*Corylus heterophylla*)、毛榛、六道木、迎红杜鹃 (*Rhododendron mucronulatum*)、东陵绣球 (*Hydrangea bretschneideri*)、金花忍冬 (*Lonicera chrysantha*)、柔毛绣线菊、锦带花 (*Weigela florida*) 等。草本层呈斑块状分布于光线较强处, 覆盖度达 50% 左右, 种类以野古草 (*Arundinella hirta*)、野青茅为主, 其他种类数量较少, 四叶葎 (*Galium bungei*)、贝加尔唐松草 (*Thalictrum baicalense*)、费菜 (*Sedum aizoon*)、穿龙薯蓣、苔草等较常见; 郁闭度较大的林分则以圆穗苔草 (*Carex angarae*)、舞鹤草 (*Maianthemum bifolium*)、小玉竹 (*Polygonatum humile*)、鹿药等耐荫种类为主。更新调查表明, 山杨林是较不稳定的群落类型, 除林中空隙处出现一些山杨根萌生的幼苗幼树外, 较多的是五角枫、花曲柳、大果榆 (*Ulmus macrocarpa*), 以及辽东栎的幼苗幼树等。

(2) 青杨林

青杨 (*Populus cathayana*) 喜生于海拔 1 000~1 600 m 之间水分条件较好的河溪两旁或山坡底部湿地。分布于河北小五台山沟谷滩上的青杨纯林, 林地土表有较多的大石块和鹅卵石, 土壤很少, 400 m² 的样地内通常只有 20 株左右大树, 大部分树木胸径超过了 20cm, 最

大者达 43 cm。乔木层高度 16 m, 盖度 90%。灌木层不发达, 盖度仅有 20%左右, 种类有三裂绣线菊、红丁香、柔毛绣线菊、刺茶藨 (*Ribes burejense*)、大花溲疏 (*Deutzia grandiflora*)、北京丁香、红花锦鸡儿 (*Caragana rosea*)、金露梅 (*Potentilla fruticosa*)、毛榛等。草本层盖度 15%左右, 种类亦较少, 常见的有白莲蒿、三褶脉紫菀、华北耧斗菜、假香野豌豆 (*Vicia pseudo-orobus*)、雾灵白芷 (*Angelica porphyrocaulis*)、缬草 (*Valeriana officinalis*)、红足蒿 (*Artemisia rubripes*)、深山堇菜 (*Viola selkirkii*) 等。层间植物较少, 偶见有大瓣铁线莲 (*Clematis macropetala*)。林下仅有青杨根萌生苗或实生苗。

2.2.4 核桃楸林

核桃楸在北京山区、河北小五台山等地较常见, 分布于海拔 900~1 600 m 之间, 于山沟旁呈带状分布。核桃楸林乔木层高度一般不超过 10 m, 盖度为 75%~80%, 混生的树种有椴、槭、柳等。灌木层覆盖度一般低于 40%, 种类有金花忍冬、柔毛绣线菊、卫矛、小叶鼠李 (*Rhamnus parvifolia*)、山楂叶悬钩子、小花溲疏、六道木、平榛、太平花 (*Philadelphus pekinensis*) 等。草本层覆盖度在 50%~90%之间变化, 多为喜湿耐荫的种类, 如雉隐天冬 (*Asparagus schoberioides*)、茫茫香豌豆 (*Lathyrus davidii*)、蓝萼香茶菜 (*Rabdosia japonica* var. *glaucocalyx*)、华北风毛菊、东风菜 (*Doellingeria scaber*)、白屈菜、龙牙草 (*Agrimonia pilosa*)、紫花碎米荠 (*Cardamine tangutorum*) 等, 蕨类主要有节节草 (*Equisetum ramosissimum*)。层外植物较多, 有山葡萄、蝙蝠葛 (*Menispermum dauricum*)、蛇葡萄 (*Ampelopsis brevipedunculata*) 等, 草质藤本有三籽两型豆 (*Amphicarpaea trisperma*)、穿龙薯蓣等。更新状况良好, 林下核桃楸实生苗从幼苗到幼树均有一定数量。

2.2.5 花曲柳林

花曲柳在本区分布十分普遍, 但多呈灌木状, 生于各类天然林下, 成为灌木层的重要组成部分, 很少侵入乔木层。而北京东灵山小龙门林场附近海拔 1 170 m 的山沟旁, 花曲柳普遍比较高, 并形成单优群落, 是少见的群落类型。花曲柳林乔木层高度约 7 m, 盖度约 90%, 群落中仅有少量的五角枫、杜梨 (*Pyrus betulaefolia*) 等混生其中。灌木层盖度 30%左右, 种类不多, 有胡枝子、柔毛绣线菊、山桃、大果榆、毛榛等。草本层盖度约 50%, 种类较多, 占优势的有紫花野菊 (*Dendranthema zawadskii*)、矮苔草、鸡腿堇菜 (*Viola acuminata*)、银背风毛菊等。林下花曲柳萌生苗较多, 五角枫、核桃楸等也有一定数量的幼苗幼树。

2.2.6 鹅耳枥 (*Carpinus turczaninowii*) 林

鹅耳枥主要在暖温带海拔 1 000 m 以下成为群落优势种, 海拔 800 m 以上多为零散分布。林层高度 5~11 m, 盖度 75%以上。混生树种有栎树 (*Koelreuteria paniculata*)、朴树 (*Celtis tetrandra* ssp. *sinensis*)、槭、椴等。灌木层盖度往往只有 25%以下, 种类也不多, 山梅花 (*Philadelphus incanus*)、扁担杆 (*Grewia biloba*)、陕西荚蒾、绒毛绣线菊 (*Spiraea velutina*)、冻绿 (*Rhamnus utilis*) 等较常见。草本层盖度 45%左右, 种类以淫羊藿、苅草 (*Arthraxon hispidus*)、小红菊等为主。由于鹅耳枥林分布较低, 因此受人类活动影响较大, 破坏后多为喜光耐旱的灌丛所替代。

2.2.7 水曲柳 (*Fraxinus mandshurica*) 林

水曲柳林主要分布在我国东北地区, 但在暖温带的山西中条山、河南伏牛山和陕西秦岭等地也有少量分布。由于过度的采伐, 目前暖温带的水曲柳林在群落的组成上常以水曲柳与葛萝槭 (*Acer grosseri*) 为群落标志种而形成混交林或由于伴生树种较多而优势种不明显, 并

且在不同的地段有不同的组合,常见的伴生种有青榨槭、金钱槭(*Dipteronia sinensis*)、三桠乌药(*Lindera obtusiloba*)、漆树、千金榆、领春木(*Euptelea pleiospermum*)、锥腺樱(*Prunus conadenia*)、白桦、胡桃楸等,乔木层高达20 m,一般都可超过17 m,盖度60%~80%。由于林下较阴湿,灌木层不发育,盖度一般不足20%,种类稀少,常见的有卫矛、大叶醉鱼草(*Buddleja davidii*)、青莢叶、箭竹、紫金牛(*Ardisia japonica*)等。草本层以耐荫种类为主,如玉竹、吉祥草(*Reineckea carnea*)、鬼灯檠、露珠草(*Circaea quadrisulcata*)、木贼(*Equisetum hiemale*)、白花碎米荠、山酢浆草(*Oxalis griffithii*)和披针叶苔草(*Carex lanceolata*)等。层外植物也不多见,有时有三叶木通、藤山柳(*Clematoclethra lasioclada*)、鸡矢藤、铁线莲等。由于处于分布区的边缘,同时也由于材质出众,水曲柳林目前在暖温带的分布不断萎缩。

2.2.8 蒙椴林

暖温带以蒙椴为群落标志种的阔叶树混交林分布较多,但面积一般较小,主要分布于河北、山西等省海拔750~1 600 m的山地。蒙椴为较耐荫的树种,对土壤条件的要求严格,生长在湿润肥沃和土层深厚的土壤上(中国森林编辑委员会,2000),并且常与多种阔叶林混交,因而蒙椴林基本上为混交林,个别林分蒙椴组成可占到80%以上。乔木层以蒙椴为主,有山杨、五角枫、辽东栎、春榆(*Ulmus propinqua*)等,盖度60%~80%,主要的常见树种五角枫和山杨在海拔1 000 m以上高处较多,局部有风桦、黄花柳(*Salix caprea*)和花楸树(*Sorba pohuashanensis*)等,辽东栎在海拔1 000 m以下的林内数量较丰富(陈灵芝等,1990;马克平等,1997)。灌木层覆盖度为40%左右,毛榛在郁闭、湿润的林分普遍占有优势,其次有胡枝子、东陵绣球、六道木、北京丁香、照山白、大花溲疏、迎红杜鹃、土庄绣线菊、金银忍冬、红瑞木、刺五加(*Acanthopanax senticosus*)等,并有锦带花、冻绿(*Rhamnus utilis*)等耐荫性灌木。草本层覆盖度较小,仅5%~10%左右,在海拔较高阴湿林下,以耐荫的舞鹤草为优势种,其他还有华北耧斗菜、糙苏、铃兰、白花碎米荠、团羽铁线蕨(*Adiantum copillus-junonis*)、蕨(*Pteridium aquilinum* var. *latiusculum*)、中华荚果蕨(*Matteuccia intermedia*)、华北风毛菊、银被风毛菊(*Saussurea nivea*)、腺梗菜(*Adenocaulon himalaicum*)、升麻、北重楼、玉竹等;在海拔较低的林下以披针叶苔草占有明显优势,常见种还有矮苔草、宽叶苔草、藜芦等。层外植物很少,偶有葇蓼(*Vitis adstricta*)、穿龙薯蓣和半钟铁线莲(*Clematis ocotensis*)等。

2.2.9 落叶阔叶混交林

落叶阔叶混交林是人类活动影响的次生植被类型,特征是落叶阔叶树种多但优势种不明显,多出现在海拔900~1 600 m的山坡。由于组成树种年龄、种类差异很大,林相一般不整齐。乔木种类随不同的地段有很大的差异,乔木层主要由栎属、桦木属、槭属、椴属、山杨、花楸树组成。灌木层盖度50%~70%,主要种类有毛榛、北京丁香、大花溲疏、红瑞木(*Cornus alba*)、金花忍冬、圆叶鼠李(*Rhamnus globosa*)等。草本层盖度50%左右,种类丰富,但仅有黄精(*Polygonatum sibiricum*)、华北风毛菊、糙苏等少数几种较常见。层间植物有五味子、铁线莲、猕猴桃、藤山柳等。林下幼苗幼树种类同样较多,主要有五角枫、花楸树等,有时还有少量的落叶栎实生苗及萌生幼树。

2.3 竹丛

暖温带竹类不多见,除栽培的种类外,主要有两种箭竹和筱竹,均分布在暖温带的南部。

筱竹在秦岭主峰太白山海拔 2 500~3 000 m 的地带有大面积的分布,组成竹丛或生于冷杉、桦木疏林下,筱竹竹丛林冠整齐,高度 2~4 m,郁闭度 0.9 以上,由于地下茎发达,且为散生型,所以群落稳定,并常可蔓延其他林中。当冷杉林被破坏后,常被筱竹所代替,造成其他树种更新困难。箭竹与筱竹形态相似,所组成的群落也很近似,但箭竹垂直分布较低水分,分布较广,秦岭伏牛山一代均有分布,海拔高度在 1 500~2 000 m,太白山可达 2 500 m,竹丛下有三七 (*Panax pseudo-ginseng* var. *notoginseng*)、糙苏、白屈菜 (*Chelidonium majus*)、苔草等草本植物零星分布。

2.4 针叶林

本区天然针叶林一般分布在高海拔地带,种类有华山松 (*Pinus armandii*)、油松 (*P. tabulaeformis*)、华北落叶松 (*Larix principis-rupprechtii*)、太白红杉 (*L. chinensis*)、臭冷杉 (*Abies nephrolepis*)、巴山冷杉 (*A. fargesii*)、白杆 (*Picea meyeri*)、青杆 (*P. wilsonii*)、云杉 (*P. asperata*) 等。针叶林在暖温带分布于海拔 1 000 m 以上,成林地段在海拔 1 500~3 300 m 的范围,在小五台山、秦岭太白山等尚有一些原生性的针叶林存在,虽然也受到了一定程度的破坏,但林相仍然相当整齐。从海拔 1 300 m 向上,依次出现松林、冷杉林、云杉林和落叶松林。

2.4.1 寒温性落叶针叶林

包括华北落叶松和太白红杉两种群落类型。

(1) 华北落叶松林

华北落叶松为强阳性树种,喜冷凉气候,耐寒抗旱,在暖温带分布较广,但受人类活动的影响,北京地区的华北落叶松天然林已不复存在,河北、山西的深山中目前还残存一些天然林,多分布于高寒地带,常在海拔 2 200 m 以上形成单优群落或纯林。小五台山西台梁上部(海拔 2 410 m)的落叶松林,乔木层高度约 20 m,郁闭度 0.8 左右,最大单株胸径达 66.5 cm,平均胸径 15 cm 左右。伴生树种仅有少量的风桦,偶有深山柳 (*Salix phylicifolia*)、冷杉、山杨等混生其中,这些伴生树种远不如华北落叶松高大,为乔木层的一个亚层。灌木层极不发达,不仅个体数量少,盖度仅有 2% 左右,种类只有五台忍冬、华北忍冬 (*Lonicera tatarinowii*)、美蔷薇、卫矛等少数几种,呈散分布或仅有 1~2 株。草本层稀疏,除苔草数量较多外,其余种类均只有少量个体,有早熟禾、密齿岩风 and 蕨比较常见。林下幼苗种类有华北落叶松、栎类等。某些位于山脊附近的华北落叶松林多为纯林,空隙处偶尔有风桦小树混生其中,乔木层高度显著降低,大约 8 m,枝下高一般在 2 m 上下,层盖度为 80% 左右。林下灌木层盖度达 15%,种类有东北茶藨子 (*Ribes manschuricum*)、蓝靛果 (*Lonicera caerulea* var. *edulis*)、刚毛忍冬、银露梅 (*Potentilla dahurica*)。草本层盖度 50%,种类繁多,如华北乌头 (*Aconitum soongaricum* var. *angustius*)、花葱 (*Polemonium coeruleum* var. *chinensis*)、胭脂花、老鹳草、棱子芹 (*Pleurospermum camtschaticum*)、柳兰 (*Chamaenerion angustifolium*)、发草、紫菀 (*Aster tataricus*)、鳞毛蕨 (*Athyrium nipponica*) 等近 20 种。林下一般仅有少量的华北落叶松幼苗幼树。

(2) 太白红杉林

太白红杉是我国特有树种,已被列为我国第一批珍稀濒危保护树种。太白红杉在秦岭太白山主要分布在海拔 3 000~3 300 m 的亚高山地带,处于森林带的最上部,与亚高山灌丛和草甸带相接,下与冷杉林带相接交错。太白红杉在太白山古冰川气候条件下所形成的石海、

石河子地貌上广为分布。其生境特点是风速高、温度低、湿度大、积雪时间长、生长期短、土层薄等,太白红杉的高生长和生长速度受到了很大的限制。在山顶附近,太白红杉高度一般不到 10 m,干形尖削度大。群落的郁闭度在 0.4~0.7 之间,伴生树种有桦、花楸、冷杉等。林下种类较多,常密集成丛分布,如太白杜鹃、金背杜鹃、头花杜鹃(*Rhododendron capitatum*)、高山绣线菊(*Spiraea alpina*)、华西忍冬(*Lonicera standishii* var. *lancifolia*)、小叶忍冬(*L. microphylla*)、杯腺柳等。草本层与灌木层互相镶嵌,种类以嵩草(*Kobresia bellardii*)、发草、异叶亚菊(*Ajania varifolia*)、膨囊苔草(*Carex lehmanii*)、野青茅等为主,也有大花韭(*Allium macranthum*)、羊茅(*Festuca ovina*)、酢浆草(*Oxalis corniculata*)、假百合(*Notholirion hyacinthinum*)、大叶章(*Deyeuxia langsдорфii*)等出现。

2.4.2 寒温性常绿针叶林

由冷杉、云杉两属树种所构成的群落类型。暖温带分布的云杉属树木主要有白杆、青杆和云杉 3 种,前 2 种分布较为普遍,能够在较高的山地上形成单优群落。冷杉为喜湿耐荫树种,在垂直分布上常位于云杉林下部,冷杉林多分布在缓坡、平坦的山脊或山坡中部,以阴坡为主。云杉喜温凉气候和湿润的土壤,耐荫性强。云、冷林林下植物种类少,结构简单。云杉林遭破坏后取而代之的多是杨、桦林。

(1) 臭冷杉林

由于湿度臭冷杉一般在海拔 1 500 m 时才有零星分布,至 2 000 m 左右时开始形成林相整齐的纯林。臭冷杉树干高大挺拔,树冠狭窄。因此,林木密度较大,盖度大于 90%,高度 12~16 m 或更高。在小五台山,400 m² 样方内有立木 135 株,密度之大是本区其他群落类型远远所不及的。灌木层盖度仅为 2%,种类有六道木、五台忍冬、毛榛、八宝茶(*Euonymus przewalskii*)、东陵绣球、深山柳等,一般只有单株散生。草本层盖度也仅有 10%,除苔藓外,还有唐松草、兴安升麻(*Cimicifuga dahurica*)、假报春(*Cortusa matthioli* var. *pekinensis*)、苔草、双花堇菜(*Viola biflora*)、鹿蹄草(*Pyrola rotundifolia* var. *chinensis*)、舞鹤草等,蕨类有东北蹄盖蕨(*Athyrium brevifrons*)、华北鳞毛蕨(*Dryopteris laeta*)等。林下幼苗以臭冷杉数量最多,光线条件较好处也有少量的风桦苗,白杆苗比较罕见。

(2) 巴山冷杉林

巴山冷杉分布于秦岭山地的海拔 2 000~3 300 m 之间,常形成大面积的纯林。一般林相整齐,乔木层高 18 m 左右,郁闭度在 0.6~0.9 之间。巴山冷杉几乎都是纯林,中山地带带有云南光叶冬青,亚高山地带带有太白红杉散生。巴山冷杉自然整枝较差,郁闭度大,林下光照弱,灌木层仅有华西忍冬、茶藨子、悬钩子等少量种类。郁闭度较小的林分,林下金背杜鹃占有绝对优势,青菜叶、桦叶荚蒾、筱竹、红毛五加等也占有一定的比例。林下草本层在没有金背杜鹃灌木层的林分中种类多,盖度可达 60% 以上,种类有七筋菇(*Clintonia udensis*)、草芍药、马先蒿(*Pedicularis* spp.)、婆婆纳(*Veronica* spp.)、苔草、羊茅、发草、金腰子(*Chrysosplenium* spp.)、裸茎碎米荠(*Cardamine denticata*)、聚叶虎耳草(*Saxifraga confertifolia*),灌木层郁闭度大的一般只有少量散生的苔草和苔藓。冷杉林下幼苗极多,在光线较好的斑块能够继续发育成幼树。

(3) 白杆林

白杆林为暖温带山地常见的群落类型,分布于海拔 1 600~2 500 m 之间,通常林相整齐而结构简单,多为纯林,乔木层高达 18~22 m。伴生树种种类不多,数量亦很少,青杆常混

生其中,在海拔 2 000 m 左右以上,落叶松常侵入其中形成混交林,由于砍伐等人类活动的影响,红桦、山杨也在白杆林中比较常见。下层灌木和草本通常很不发达,盖度一般均在 10% 以下,前者有小五台忍冬、金花忍冬、北京花楸、茶藨子等零星分布,草本主要是一些喜荫种类,如鹿蹄草、梅笠草(*Chimaphila japonica*)、细辛(*Asarum sieboldii*)、糙苏、小玉竹等。位于山西小五台山的西台北坡海拔 2 300m 上下有纯林分布。接近山顶,白杆林乔木层高度约 7m,林相较为整齐,盖度为 85%。灌木层不发达,盖度仅有 8%,种类以密齿柳(*Salix characta*)为主,此外还有美蔷薇、金露梅、刚毛忍冬、五台忍冬、东北茶藨子等。草本层盖度 45%,以苔草、发草为主,此外尚有胭脂花、獐牙菜(*Swartia bimaculata*)、白花碎米荠、鹿蹄草、三褶脉紫菀、五福花(*Adoxa moschatellina*),及蕨类等。林下幼苗幼树较多,既有喜光的华北落叶松、风桦,也有耐荫的白杆,但后者在数量上占有明显的优势。

(4) 青杆林

与白杆林结构和分布相似,所不同的是青杆林在暖温带中南部,如秦岭伏牛山一带及山西管涔山、关帝山等山区分布较多。受人类砍伐破坏的影响,喜光树种红桦、山杨、华山松等常在林中出现。林下灌木、草本层稀疏,种类与白杆林差不多。

2.4.3 温性针叶林

主要是由松树和侧柏属的一些树种构成的群落,其特点一般是喜温、耐旱。

(1) 华山松林

华山松是我国特有树种之一,主要分布在秦岭伏牛山一带。华山松在秦岭垂直分布在 1 400~2 000 m 左右的中山地带,多与红桦、牛皮桦或白桦以及辽东栎、锐齿栎等混生,纯林较少。华山松目前已成为其天然分布区内一个重要的造林树种之一。华山松有一定的耐荫能力,林冠下更新良好,不耐干旱瘠薄。华山松在太白山多在北坡与栎林混生,在伏牛山北坡适生地带较多的华山松林分布。

(2) 油松林

油松主要分布于暖温带。由于过度砍伐和松类更新缓慢等原因,油松天然林已不多见,在北京山区已经消失,而目前油松人工林各地均有营造。油松林的垂直分布在海拔 700~1 500 m,油松比较耐干旱、瘠薄,对土壤要求不严,喜光,只在幼苗期耐荫。油松林郁闭度在 0.3~0.7 之间,乔木层高度 10~15 m,伴生树种有辽东栎、椴、槭、花曲柳、榉栎等,除人工林外,纯林较少。灌木层以胡枝子、蔷薇、平榛、金银木、桦叶荚蒾、棣棠(*Kirria japonica*)等。草本层有野棉花(*Anemone vitifolia*)、蒿类、苔草、大油芒、柴胡、唐松草等。油松林下新发芽的幼苗极多,但由于油松为阳性树种,很难在林下长成幼树。

(3) 白皮松林

白皮松亦是我国特有树种,主要零散分布在暖温带的河北、河南、山西、甘肃、陕西等省的低中山区,适生土壤在暖温带为中性或微碱性的淋溶褐色土。白皮松林垂直分布的范围大约在海拔 500~1 200 m,郁闭度 0.4~0.8,乔木层高度 8~15 m,伴生树种主要有栓皮栎、侧柏、油松等一些喜钙耐旱树种。灌木层种类以短梗胡枝子、陕西荚蒾、蔷薇、西北栒子、绣线菊等较常见。草本层植物种类稀少,主要有苔草、败酱、蕨类等。白皮松林通常更新不良,林下白皮松幼苗、幼树稀少。

(4) 侧柏林

侧柏在我国广泛分布于华北的低山丘陵和中高山的山麓。侧柏喜光、耐旱,能在土壤干

旱贫瘠的石灰岩山地上生长,所以侧柏林多以纯林为主,伴生树种较少,结构比较简单,有时偶尔少量的大果榆、栓皮栎、榭树、鹅耳枥等与之混生郁闭度 0.3~0.6。林下灌木层盖度达 30%,多以耐干旱瘠薄的荆条为主,其他种类如山杏、山桃、小叶鼠李、多花胡枝子 (*Lespedeza floribunda*)、柔毛绣线菊、小叶锦鸡儿 (*Caragana microphylla*)、酸枣 (*Zizyphus jujuba* var. *spinosa*)、蚂蚱腿子 (*Myrica dioica*) 等一些耐旱喜光的种类。由于干旱草本层不发达,种类不多,常见的是隐子草占优势,在土层厚的林冠下,则有矮苔草分布。在树冠稀疏,水土流失严重的地段,白羊草 (*Bothriochloa ischaemum*) 占优势,白莲蒿、远志 (*Polygala tenuifolia*)、委陵菜为主要伴生种。由于各层植物郁闭度均不大,侧柏的天然更新较好,天然林分也多为异龄林。

(5) 南方红豆杉林

南方红豆杉在我国主要分布在亚热带山地,暖温带的山西中条山、山西河南两省的太行山以及河南伏牛山北坡均有分布。由于长期受砍伐等人类活动的影响,南方红豆杉林已不多见。据报导(张峰和上官铁梁,1988),山西省陵川磨河地区现存的南方红豆杉林面积大,林相整齐。群落伴生树常见的有青檀 (*Pteroceltis tatarinowii*)、鹅耳枥等。

2.5 灌丛

暖温带由于人类活动的长期影响,森林植被退化严重,产生了大量的不同种类的灌丛,其中以绣线菊、荆条、胡枝子、虎榛子 (*Ostryopsis davidiana*)、柳、沙棘 (*Hippophae rhamnoides*)、锦鸡儿、黄刺玫 (*Rosa xanthina*)、平榛等最为常见。一些乔木树种组成的林分,如栎类林,由于长期反复地砍伐,其萌生更新的群落也呈灌丛状。暖温带退化森林生态系统的恢复与重建,灌丛是其一个重要的过渡环节,如何经营管理好灌丛,是退化生态系统恢复的关键所在。

2.5.1 荆条灌丛

荆条为一种分布普遍且耐干旱瘠薄的灌木。荆条灌丛由于立地条件的不同,复盖度有很大的变化,一般在 50%~90%,层高度在 1.5m 上下。与荆条处于同一层次的灌木有莸花、扁担杆、酸枣等;高出灌木层外的有山杏、花曲柳等;低于荆条的有蚂蚱腿子、薄皮木 (*Leptodermis oblonga*)、毛胡枝子、花木蓝 (*Indigofera kirlilowii*) 等。草本层盖度 35% 左右,种类有隐子草等禾本科的草本和蒿类等,耐干旱的中华卷柏也有分布。

2.5.2 虎榛子灌丛

虎榛子在森林遭受破坏后的干旱山坡普遍分布,一般形成单优群落,亦可与其他种类混生。层盖度 80%~95%,三桠绣线菊、红花锦鸡儿、蚂蚱腿子、灰栒子 (*Cotoneaster acutifolius*)、胡枝子、河朔莸花 (*Wikstroemia chamaedaphne*)、美蔷薇、山杏、北京丁香、小叶鼠李等灌木十分常见。草本层盖度虽仅有 20% 左右,但种类较多,如紫花野菊、远东芨芨草 (*Achnatherum externiorientale*)、祁州漏芦 (*Rhaponticum uniflorum*)、白头翁 (*Pulsatilla chinensis*)、苔草、蒿、北苍术 (*Asparagus oligoclorio*)、委陵菜、野古草及中华卷柏 (*Selaginella sinensis*) 等。虎榛子和荆条虽然都是喜光耐旱的灌木种类,但二者很少混生,特别是它们在一起组成共建种的群落几乎不存在。

2.5.3 山杏灌丛

山杏是较高大的灌木,有时呈小乔木状,分布区域在海拔 700~1 500 m 左右。山杏灌丛盖度 50%~75%,高度 2~3 m,伴生种有山桃、北京丁香、花曲柳、三裂绣线菊、胡枝子、荆条等,与山杏构成上一个亚层,另一亚层由低矮的细梗胡枝子、薄皮木、蚂蚱腿子、木香

蒿 (*Elsholtzia stauntonii*) 等构成。草本层盖度较低, 一般只有 20%, 主要由蒿类、南玉带 (*Asparagus oligoclonus*)、肥披硷草 (*Elymus excelsus*)、早熟禾 (*Poa* spp.)、阿尔泰狗哇花 (*Heteropappus altaicus*)、祁州漏芦等。

2.5.4 胡枝子灌丛

胡枝子是喜光喜湿的灌木, 亦能耐干旱瘠薄, 常沿山坡脚下, 沟旁路边, 林缘等地成行分布, 一般在海拔 1 500m 以下适生地均分布。位于沟坡下部, 土壤水肥条件较好的地方, 胡枝子灌丛生长旺盛, 层盖度可达 95% 或更高, 高度近 2 m。伴生的灌木有柔毛绣线菊、花曲柳、小叶鼠李等。草本层盖度 65%, 优势种是肥披硷草、大油芒, 还有蒿类、假香野豌豆等, 以及节节草等蕨类。在干旱的山坡, 胡枝子灌丛层盖度较低, 多在 50%~65% 的范围, 伴生的灌木有荆条、蚂蚱腿子、薄皮木等。草本层有风毛菊、苔草、蒿等为主。

2.5.5 山桃灌丛

山桃虽然分布较广, 但一般为伴生种混生于其他群落中, 很少形成单优群落。但较花曲柳灌丛常见, 层盖度 45%~70%, 高度约 2 m, 伴生种类较低矮, 构成下一亚层, 种类有胡枝子、花曲柳、北京丁香、雀儿舌头 (*Leptopus chinensis*)、三裂绣线菊等。草本层盖度达 95%, 主要是蒿类占优势, 此外还有大油芒、射干鸢尾 (*Crocsmia pottsii*)、甘野菊 (*Dendranthema lavandulifolium* var. *seticuspe*)、展枝唐松草 (*Thalictrum squarrosus*)、防风 (*Saposhnikovia divaricata*) 等。

2.5.6 绣线菊灌丛

三桠绣线菊与柔毛绣线菊是分布最广泛的绣线菊属两个种。它们不仅在条件较差的山脊、干旱的荒坡形成灌丛, 而且还是许多疏林的林下灌木层优势种。层盖度通常达 85%, 高度 1.5 m 左右, 伴生种有山杏、山桃, 但数量稀少, 还有小花溲疏、胡枝子等。草本层盖度仅有 10%, 以苔草、隐子草、小红菊为主。

2.5.7 毛榛灌丛

毛榛比较集中地分布在海拔 1 300~1 700 m 的地带, 常为该地带疏林下及林缘路旁主要成分, 但在干旱的阳坡常不见分布。一般在阴坡或半阴坡的中上部, 海拔 1 400 m, 毛榛灌丛层盖度能达 100%, 高度达 2 m 以上。群落中有少量的小乔木 (五角枫、椴等) 生于其中, 除此之外, 小花溲疏、黄花柳、东北茶藨子、金花忍冬等均属下一亚层, 数量也很少。草本层极不发达, 盖度为 5%, 都是些喜湿而耐荫的种类, 如糙苏、舞鹤草、宽叶苔草、苍葱等。

2.5.8 平榛灌丛

平榛是暖温带非常重要的灌木树种。由于比较喜光, 多分布在林缘或林中空地及疏林中, 但大面积的平榛灌丛在暖温带分布并不普遍, 一般在海拔 1 000~1 700m 地段成块状分布, 或在砍伐迹地上形成的次生植被类型中成为优势种。层盖度多在 70%~95%, 高度 1.5m 左右, 平榛在群落中往往占有绝对优势, 盖度可达 90%。伴生种以胡枝子、三桠绣线菊、绒毛绣线菊、山杏、山楂叶悬钩子、照山白等为主, 有时辽东栎萌生苗、白桦、黑桦、山杨等幼苗幼树也较常见, 说明平榛灌丛是辽东栎林被破坏后所产生的次生群落, 并有向落叶阔叶混交林演替的趋势。草本层一般发育不良, 盖度很少超过 30%, 常见种有棉团铁线莲 (*Clematis hexapetala*)、白莲蒿、野青茅、大油芒、苍术、北柴胡、蕨等。

2.5.9 沙棘灌丛

沙棘灌丛在东灵山仅在江水河一带有小面积出现, 百花山未见, 但在暖温带其他山区,

如河北小五台山却十分普遍,分布的范围在海拔 1 000~2 300m,从河谷到山地的阳坡均有分布。层高度 1~2m 左右,盖度 85%~95%。由于沙棘灌丛极为密集,所以只有空隙地中才有少量的伴生种(包括乔木种)出现,如白榆(*Ulmus pumila*)、三裂绣线菊、柔毛绣线菊、胡枝子等。真正的沙棘灌丛几无草本层,但在边缘及林冠稀疏处仍有些草本植物,层盖度约 5%~10%,如龙牙草、野古草、秦岭翠雀(*Delphinium giraldii*)、狗尾草(*Setaria viridis*)、华北蓝盆花(*Scabiosa tschiliensis*)、苔草等 20 余种。

2.5.10 柳灌丛

柳属种类一般喜湿,常沿溪流分布,组成的是带状的灌丛。柳的种类较多,如蒿柳(*Salix viminalis*)、沙柳(*S. cheilophila*)等。一般在山的中上部沟溪旁分布比较普遍,层盖度 80%左右,高度可达 6 m,建群种或共建种是沙柳和黄花柳,蒿柳也有一定的比例。非柳属的树种有山荆子、红丁香、五角枫、接骨木(*Sambucus williamsii*)、柔毛绣线菊、玉铃花(*Styrax obassia*)、六道木、太平花、卫矛等。林下草本是一些喜湿的种类,优势种有落新妇、短毛独活(*Heracleum moellendorffii*),以及两色乌头(*Aconitum albviolaceum*)、雉隐天冬、深山堇菜、盘果菊(*Prenanthes tatatinowii*)、党参(*Codonopsis pilosula*)等。

2.5.11 连翘灌丛

连翘为喜光灌木,作为森林的灌木层组成成分,仅在疏林中或林缘、林窗有分布。连翘灌丛一般在石质山区或土石山区分布较多,主要分布在山西省的中条山、太岳山、关帝山、吕梁山、太行山等山地,在干旱瘠薄、基岩裸露的山地常形成稳定的单优灌丛群落,垂直分布范围在 900~1 800 m 之间。层高度 1.5 m 左右,盖度 40%~70%,在土壤肥厚,水分条件好的环境,连翘因生长过旺而导致衰退。伴生灌木以胡枝子、西北栒子(*Cotoneaster zabelii*)、荆条等最常见。草本层不发达,盖度常小于 25%,主要种类有宽叶苔草、鸦葱(*Scorzonera glabra*)、蓬子菜(*Galium verum*)、委陵菜、鹅观草(*Roegneria* spp.)等。

2.5.12 杂灌丛

这一类优势种不明显或有较多的不同属的共建种。此类群落多为过渡类型,分布较广但面积一般不大。分布的垂直地带、层盖度、高度及种类组成等由于环境条件、人为活动等因素的不同而有很大的差异。盖度能达 90%左右,在种类组成上,山杏、虎榛子、荆条、柔毛绣线菊、三桠绣线菊、胡枝子等为主,伴生种类有黄栌、尧花、荻子梢、红花锦鸡儿、一叶荻(*Securinega suffruticosa*)、雀儿舌头、小叶鼠李、蚂蚱腿子、薄皮木、北京丁香、花曲柳、锐齿鼠李(*Rhamnus arguta*)、小叶朴(*Celtis bungeana*)、红花锦鸡儿、荻子梢、栎类萌生丛等。草本层盖度通常较低,仅 35%左右,种类以矮苔草、大油芒、鸦葱、败酱(*Patrinia* spp.)、歪头菜、蒿、黄背草(*Themeda triandra* var. *japonica*)、风毛菊等较常见。

2.6 亚高山灌丛

组成亚高山灌丛的种类在暖温带中北部较少,一般的是由金露梅、银露梅、鬼见愁等组成的单优或纯亚高山灌丛,在海拔 2 000 m 左右的地带成团状分布,与亚高山草甸互相镶嵌,密度极大,层高度 30~100 cm,丛内草本植物并不多见,丛间草本植物有拳参、高乌头(*Aconitum sinomontanum*)、野罂粟(*Papaver nudicaule* ssp. *rubro-aurantiacum* var. *chinense*)、老鹳草、火绒草(*Leontopodium leontopodioides*)、金莲花(*Trollius chinensis*)、蒲公英(*Taraxacum nutans*)等。至暖温带南部秦岭,组成亚高山灌丛的种类显著增多,常见的有头花杜鹃灌丛、太白杜鹃灌丛、杯腺柳灌丛、爬柏(*Sabina squamata* var. *wilsonii*)灌丛、高山绣线菊灌丛、

杂灌丛等, 分布于海拔 2 800~3 500 m 的地带上。层高度随海拔升高而降低, 3 500 m 的头花杜鹃、太白杜鹃和杯腺柳灌丛, 一般只有 35 cm 左右。蒙古绣线菊、刚毛忍冬和五台忍冬常出现在海拔较低的地带。草本有五脉绒毛蒿报春花 (*Primula* spp.)、(*Meconopsis quintuplinervia*)、委陵菜、紫苞风毛菊 (*Saussurea iodostegia*)、绢毛菊 (*Soroseris hookeriana*)、华北蓝盆花、苔草、沙参、亚菊、拳参等, 在杜鹃灌丛中还常有寄生植物丁座草 (*Xylanche himalaica*)。

2.7 亚高山草甸

亚高山草甸分布于海拔 1 600~2 800 m 地带, 以海拔 1 600 m 以上的山顶及其附近的山坡上, 尤其是在阳坡上分布较广。亚高山草甸组成种类多, 但优势种因生境的差异而有很大的变化。由于受放牧和旅游等人为活动的影响, 草甸出现了不同程度的退化。在地形平缓, 未受到放牧、旅游影响的地带, 生长极其旺盛, 层高度达 50 cm 以上, 组成种类以禾本科、莎草科、菊科以及蓼 (*Polygonum* spp.)、花苜蓿 (*Trigonella ruthenica*)、老鹳草、毛建草 (*Dracocephalum rupestre*)、马先蒿、秦艽 (*Gentiana macrophylla*)、椭圆叶花锚 (*Halenia elliptica*)、野豌豆、报春花等为主, 盖度几达 100%。条件较差或受人为活动影响较大的地带, 盖度仅有 50%~70%, 层高度不足 20 cm, 种类以喜光者为主, 有华北马先蒿 (*Pedicularia tatarinowii*)、龙胆 (*Gentiana* spp.)、韭、拳参、老鹳草、白苞筋骨草 (*Ajuga lupulina*)、金莲花、小米草 (*Euphrasia pectinata*)、附地菜 (*Trogonotis peduncularis* var. *mecrantha*), 以及禾本科和莎草科的一些种类。有时蒿草、青绿苔草 (*Carex leucochlora*)、大叶章、发草等成为草甸的建群种。河北小五台山的西台山顶附近海拔 2 410~2 630 m 由于过度放牧, 草甸退化严重, 表现为层高度矮化和适口性好的种类及数量的减少, 主要种类有细柄苔草、蒿草、硬质早熟禾 (*Poa sphondylodes*)、细柄茅 (*Ptilagrostis mongholica*)、紫苞风毛菊、蒲公英、雪白委陵菜 (*Potentilla nivea*)、华北蓝盆花、铃铃香青 (*Anaphalis hancockii*)、藁本 (*Ligusticum sinense*)、拳参、地榆、野罂粟、直穗鹅观草 (*Roegneria turczaninovii*)、蓝花棘豆 (*Oxytropis coerulea*)、早熟禾等, 盖度 65%~80%, 高度约 15 cm。分布于北京百花山山顶的草甸平均高度达 35 cm 以上, 组成成分以地榆、石竹 (*Disanthus chinensis*)、矮苔草、火绒草、金莲花、瓣蕊唐松草 (*Thalictrum petaloideum*)、歪头菜、拳参、异叶败酱 (*Patrinia heterophylla*)、粗根老鹳草 (*Geranium dahuricum*)、紫苞风毛菊、旱麦瓶草 (*Silene jeniseensis*) 等。

3 讨论和结论

据调查和有关资料分析, 暖温带主要森林群落共 6 个植被亚型, 50 多个群系。在垂直分布和相互之间的演替方面有以下规律:

(1) 落叶阔叶林, 尤其是落叶栎林占有十分重要的地位, 为这一地区的地带性森林植被。但受人类活动的影响, 分布在海拔 1 000 m 以下的落叶阔叶林已不多见, 由于栎类木材用途广泛而栎林更为少见, 取而代之的是栎类萌生丛, 进一步干扰破坏则退化为由喜光耐旱灌木组成的各类灌丛。辽东栎由于分布的海拔较高而发育或保存相对较好。和辽东栎相邻或组成混交林的是松属少数几种植物, 但由于松树无法进行萌生更新, 实生苗生长较慢, 因而受破坏后很难恢复。目前, 本区油松林已不多见, 华山松林和白皮松林也多含有较多的阔叶种。这一地段的松林或辽东栎林破坏后, 多由喜光而又生长较快的桦木属树木和山杨所替代, 形成次生性质较强的桦木林、山杨林或杨桦林。由于人类活动的作用, 这些群落往往相对比

较稳定。

(2) 云杉、冷杉属树木在中山地带构成寒温带性常绿针叶林,发育较好的群落林相整齐,乔木层郁闭度达 0.9 以上。破坏后亦有较多的桦木属、柳属树木侵入。不过,在有种源的情况下,林下更新一般仍以冷杉、云杉属树木幼苗为主。

(3) 落叶松在云、冷杉林分布的地带之上构成寒温性落叶针叶林。落叶松耐寒喜光,其分布上限常与亚高山灌丛和亚高山草甸镶嵌在一起。由于人类的砍伐,郁闭度一般只有 0.7 左右,林内常有桦木混生。

(4) 亚高山灌丛主要分布在秦岭,种类以杜鹃、柳、绣线菊等一些耐寒种类为主。由于高寒和风速较大等缘故,亚高山灌丛高度一般仅 0.5 m 左右。由金露梅、银露梅、鬼见愁构成的单优或纯亚高山灌丛在暖温带分布较普遍。

(5) 亚高山草甸在垂直分布上与亚高山灌丛处于同一带上或略高,组成种类较多,以禾本科、莎草科、伞形科、蓼科、百合科的种类居多。由于优势种的不同,亚高山草甸群落类型极多。

参考文献

- 陈灵芝,鲍显诚,陈清朗. 1985. 北京山区的栎林. 植物生态学与地植物学丛刊, 9 (2): 101~111
- 陈灵芝,鲍显诚,陈清朗等. 1990. 京津地区植被生态学研究. 见: 中国科学院植物研究所, 中国科学院动物研究所 (主编). 京津地区生物生态学研究. 北京: 海洋出版社, 1~41
- 陈灵芝. 1997. 东灵山地区在暖温带落叶阔叶林区域的地位. 见陈灵芝 (主编): 暖温带森林生态系统结构与功能的研究. 北京: 科学出版社, 1~7.
- 陈灵芝,陈清朗,刘文华 (编著). 1997. 中国森林多样性及其地理分布. 北京: 科学出版社
- 高贤明,王巍,杜晓军等. 2001. 北京东灵山区辽东栎林的径级结构、种群组成及其生态学意义. 植物生态学报, 25 (6): 678~683
- 孙书存. 1998. 东灵山地区辽东栎种群生物学研究. 博士学位论文. 北京: 中国科学院植物研究所
- 马克平,陈灵芝,于顺利等. 1997. 北京东灵山地区植物群落的基本类型. 见陈灵芝主编. 暖温带森林生态系统结构与功能的研究. 北京: 科学出版社, 56~75
- 王巍. 2000. 辽东栎天然更新. 博士学位论文. 北京: 中国科学院植物研究所
- 吴征镒 (主编). 1980. 中国植被. 北京: 科学出版社
- 周光裕. 1981. 试论中国暖温带落叶阔叶林区域的边界. 植物生态学与地植物学丛刊, 5: 302~307
- 张峰,上官铁梁. 1992. 山西云蒙山油松种群的年龄结构和动态特征. 武汉植物研究, 10: 321~324
- 中国森林编辑委员会 (编著). 2000. 中国森林 (第三卷). 北京: 中国林业出版社

The major natural vegetation in the mid mountainous region of warm temperate zone of China

Gao Xianming Wang Wei Li Qingkang Ma Keping Chen Lingzhi

(Institute of Botany, The Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093)

Abstract The warm-temperate zone of China lies in $32^{\circ}30' \sim 42^{\circ}30' \text{ N}$, $105^{\circ}30' \sim 124^{\circ}30' \text{ E}$. The vegetation types in the warm temperate zone appear high diversity caused by the large range, great terrain variety and long-term influence of human activities. Based on the species composition, appearance and structure of plant communities, the main vegetation types in the mid mountainous region of the warm-temperate zone of China are classified into broad-leaved deciduous forests, bamboo forests, coniferous forests, shrublands, sub-alpine shrublands and sub-alpine meadows, and more than 50 formations are described as well.

Key words Warm-temperate zone of China, Vegetation, Diversity, Formation

大步甲属的物种多样性与 东灵山区的生境变化和生态恢复*

于晓东 周红章* 罗天宏

(中国科学院动物研究所, 北京 100080)

摘要 1998~2000年间在东灵山区的3个代表区域的11种生境内, 利用巴氏罐诱法探讨大步甲属(*Carabus*)物种分布与栖息地生境的关系。本地区共有10种大步甲, 其中*C. manifestus* Kraatz、*C. crassesculptus* Kraatz、*C. smaragdinus* Fisher、*C. vladimirskyi* Dejean和*C. sculptipennis* Chaudoir占个体数量的87.1%, 是本地区的常见种。从物种多样性分析看, 以退耕区为主的梨园岭退耕区的物种多样性指数和均匀度指数最高; 以亚高山生境为主的东灵山主峰地区的物种多样性指数、个体数量和丰富度最低; 以森林生境为主的小龙门林区的物种个体数量和丰富度最高, 均匀度指数最低。比较1999年和2000年间小龙门林区和梨园岭退耕区的物种多样性指数、均匀度指数和个体数量, 这些指标在两年内没有显著性变化; 而在这两年内, 梨园岭退耕区的物种多样性和均匀度指数都高于小龙门林区, 个体数量低于小龙门林区, 但只有均匀度指数在1999年达到了显著性差异。物种多样性指数季节间差异很大, 小龙门林区生境的多样性曲线夏季高峰明显, 梨园岭退耕区生境的多样性曲线季节高峰不明显。以上结果表明大步甲物种多样性分布可能受栖息地生境内的湿度、温度、地表覆盖层等其他环境因素影响, 与栖息地生境的季节变化、保护程度和生态恢复程度密切相关。

关键词 东灵山区 大步甲属 物种多样性

步甲科昆虫(Coleoptera: Carabidae)是重要的森林和农田害虫的天敌(Frank, 1971; Reeves et al., 1983; Brust et al., 1986; Hagley and Allen, 1988), 维持它们在生境内的多样性和丰富度有利于保护树木和农作物免受害虫的侵害。步甲的分布与环境之间关系的研究在欧洲非常广泛, 在北美也有相当数量的研究(Esau and Peters, 1975; Thiele, 1977; Lindroth, 1961~1969)。步甲科还是很好的生态指示类群, 其种类组成、数量和分布的变化经常被作为一种潜在的客观指数, 用来监测周围环境的质量(Eyre et al., 1996), 探测由于人为或自然破坏形成的环境异质性斑块对物种扩散和灭绝机制的影响(Quinn and Harrison, 1988; Kinnunen et al., 1996; Telfer and Eversham, 1996; Gardner et al., 1997; Davis and Margules, 1998; Thomas et al., 1998)。

关于步甲农田景观生态和分类学方面的研究在国内也得到广泛关注(虞佩玉, 1980; 黄同陵, 1990; 胡敦孝等, 1998), 但在研究步甲种群时, 以往的工作主要强调步甲科内所有

*本研究得到国家科技部国家重点基础发展规划项目(G2000046801)和国家自然科学基金资助项目(39893360)资助

类群数量变化, 缺乏对具体属种的生态学研究, 由于步甲科包括类群很多, 在生境内的生态位差异很大, 难免会相互掩盖各个物种对环境特有的依赖性。所以, 我们仅选取对环境依赖性很强的大步甲属 (*Carabus*) 为研究对象, 调查不同生境与大步甲物种组成和数量分布方面的关系。

东灵山区包括众多生境类型, 既有华北地区的高山类型植被, 也有典型的华北地区代表森林植被, 还有森林被破坏改造成农田后正在进行生境恢复的退耕区, 对这 3 种主要生境类型的物种多样性及丰富度的比较分析, 有助于我们理解生态恢复对具体物种种群的影响。因此本项研究通过调查东灵山区不同生境内大步甲物种种类和数量分布, 比较不同生境内大步甲物种多样性及季节变化, 试图了解生态恢复和环境保护对大步甲物种多样性的影响。

1 材料和方法

1.1 研究地点

东灵山区 (N40°00'~40°02', E115°26'~115°30') 位于北京西部, 主要包括东灵山主峰、小龙门林场和部分退耕区。含有多种植被类型和保护程度不同的环境, 是研究物种的时空分布、季节动态和多样性与栖息地关系的理想场所。在本项研究中, 我们选取 3 个地区为研究地点, 其中东灵山主峰代表了华北地区的亚高山植被类型, 主要包括棘皮桦林、鬼见愁灌丛和亚高山草甸 3 种生境; 小龙门林区是东灵山区的典型森林植被类型, 主要包括油松林、华北落叶松林、辽东栎林、核桃楸林和落叶阔叶混交林 5 种生境; 梨园岭退耕区代表了退耕区内主要的植被类型, 主要包括荆条灌丛、山杏灌丛和辽东栎萌生丛 3 种生境。我们在这 11 种生境内设定实验研究样地, 每块样地面积约为 2hm²。因为所有样地都在海拔 1 000 m 以上, 适宜大步甲活动的季节较短, 根据本地区以往采集记录的跟踪调查, 我们于 1998~2000 年的 4~10 月间定期进行一次大步甲物种的采集调查。

1.2 取样方法

地面甲虫的标本主要采用巴氏罐诱法收集得到 (Martin, 1978; Muehlenberg, 1989)。罐诱法是对步甲物种活动密度的调查, 但这种方法在长期监测下 (例如长达全年的调查), 也同样适用于研究步甲的丰富度、季节性活动规律、种群动态及种群数量的准确估计 (Baars, 1979)。在本项研究中, 用一次性塑料水杯 (高 9 cm, 口径 7.5 cm) 作为巴氏罐诱法容器; 每块样地内设诱杯 110 个, 约 3~4 个杯子为一引诱点, 诱杯间距 30~40 cm, 引诱点间隔约 1~2 m; 引诱剂为醋、糖、医用酒精和水的混合物, 重量比为 2: 1: 1: 20, 每个诱杯内放引诱剂 40~60 ml; 放置诱杯时间 4 天 (间隔 3 夜)。

1.3 数据分析处理

大步甲物种多样性分析采用 Shannon-Wiener 多样性指数公式

$$H' = -\sum_{j=1}^S P_j \ln P_j$$

$P_j = n_j/N$, 为第 j 种占总个体数 N 的比例, 均匀度采用 Pielou 指数 ($J = H'/\ln S$) 进行测定分析, 物种丰富度以物种数 (S) 衡量分析 (马克平等, 1994)。小龙门和梨园岭退耕区的多样性指数、均匀度指数以及个体数量两年间的比较通过 T 检验 (T-test) 完成。所有数据分析通过数理统计软件 SPSS (1997) 进行处理。

2 结果

2.1 物种种类及数量

本项研究中, 共获得大步甲 2 561 头, 分属于 10 个种。一般认为, 在某区域内构成个体数量优势的物种为常见种, *C. manifestus* Kraatz、*C. crassesculptus* Kraatz、*C. smaragdinus* Fischer、*C. vladimirskyi* Dejean 和 *C. sculptipennis* Chaudoir 个体数量都在 5% 以上, 占个体总数的 87.1%, 因此是本研究地区的常见种。此外, *C. sui* Imura et Zhou、*C. granulatus* Linné、*C. canaliculatus* Adams、*C. brandti* Faldermann 和 *C. spp.*, 各占总个体数的 1%~4%, 是所研究地区的非常见种 (见表 1)

表 1 东灵山区大步甲物种的数量分布

Table 1 Species and number of *Carabus* collected from Dongling Mountain region

物种	个体数	百分比 (%)
Species	Number of individuals	Percent (%)
<i>C. manifestus</i>	1157	45.2
<i>C. crassesculptus</i>	655	25.6
<i>C. smaragdinus</i>	175	6.8
<i>C. sculptipennis</i>	130	5.1
<i>C. vladimirskyi</i>	128	5.0
<i>C. sui</i>	91	3.6
<i>C. spp.</i>	86	3.4
<i>C. granulatus</i>	81	3.2
<i>C. canaliculatus</i>	33	1.3
<i>C. brandti</i>	25	1.0

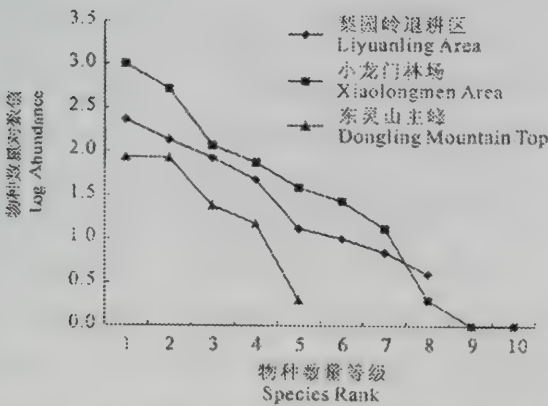


图 1 东灵山区大步甲物种优势度—多样性曲线

Figure 1 Dominance-diversity curve of species of *Carabus* collected from Dongling Mountain region

2.2 物种多样性区域间分析

优势度—多样性曲线 (图 1) 可以看出, 小龙门林场和梨园岭退耕区生境的曲线相似,

但后者的物种数量和种类少于前者，分布更均匀，优势种不明显，而前者数量最多的两个种优势明显，东灵山主峰生境曲线不同于前两者，物种数目少，两个优势种数量占绝对优势。

从表 2 看，多样性指数为梨园岭最高，东灵山主峰最低；而均匀度指数梨园岭最高，小龙门林区最低；物种丰富度是小龙门林区最高，东灵山主峰最低。

表 2 三个区域内物种多样性分析
Table 2 *Carabus* species diversity, evenness, and abundance in three areas

	梨园岭退耕区 Liyuanling Area	小龙门林区 Xiaolongmen Area	东灵山主峰 Dongling Mountain Top
物种丰富度 S Richness (S)	8	10	5
个体数量 Individuals	179	363	71
多样性指数 H' Diversity index (H')	1.30	1.16	0.97
均匀度指数 J Evenness index (J)	0.78	0.60	0.75

2.3 物种多样性年度间分析

在梨园岭退耕区，2000 年比 1999 年的物种多样性指数和均匀度指数略有下降，个体数量略有上升，但都没达到显著性差异；在小龙门林区，2000 年与 1999 年相比，多样性指数和均匀度指数几乎没有变化，个体数量略有下降，但也没有达到显著性差异。

在两年内，从物种多样性指数比较看，梨园岭退耕区都比小龙门林区略高些，但都没有达到显著性差异；从个体数量比较看，小龙门林区高于梨园岭退耕区分布，但同样没有达到显著性差异；从物种均匀度指数比较看，在 1999 年内梨园岭退耕区显著高于小龙门林区，在 2000 年内虽也呈相同的趋势，但没有达到显著性差异（表 3）。

表 3 梨园岭退耕区和小龙门林区两年间物种多样性指数、均匀度指数以及个体数量的比较
Table3 Species diversity, evenness and trap catches collected from Xiaolongmen and Liyuanling Areas between the year of 1999 and 2000.

	物种多样性 H' Diversity index H'		均匀度指数 J Evenness index J		个体数量 (per 110 traps. 3 days) Individuals per 110 traps. 3 days	
	1999	2000	1999	2000	1999	2000
	Mean \pm SE	Mean \pm SE	Mean \pm SE	Mean \pm SE	Mean \pm SE	Mean \pm SE
梨园岭退耕区 Liyuanling Area	1.27 \pm 0.17 ^a	1.16 \pm 0.14 ^a	0.76 \pm 0.02 ^a	0.73 \pm 0.02 ^a	55.33 \pm 33.12 ^a	74.15 \pm 46.30 ^a
小龙门林区 Xiaolongmen Area	1.07 \pm 0.09 ^a	1.07 \pm 0.11 ^a	0.61 \pm 0.05 ^b	0.61 \pm 0.05 ^{ab}	126.40 \pm 30.57 ^a	114.40 \pm 31.78 ^a

注：不同的字母代表有显著性差异（T-test, $p < 0.05$ ）。

Note: Different letters indicate significant difference at the level of $p = 0.05$ (T-test).

2.4 物种多样性的季节变化

梨园岭退耕区 3 种生境的物种多样性指数的季节曲线跨度为 5~9 月，变化趋势差异很大，基本上没有明显的高峰，维持在较高水平上波动。荆条灌丛除了在 6 月有一高峰值外，

其他月份维持在 0.6~0.8 间; 辽东栎萌生丛在 6 月有一低峰值, 其他月份维持在 1.2~1.4 间; 山杏灌丛的多样性曲线随月份呈下降趋势, 但除了 9 月份陡然下降为 0 外, 其他月份维持在 1.15~0.65 之间。

小龙门林区生境内除了油松林外, 大步甲物种多样性季节性曲线跨度为 4~9 月, 在夏季 (6~8 月) 出现 1 个或两个高峰。落叶松林内多样性曲线在 7 月形成高峰值; 辽东栎林内多样性曲线在 5 月形成低峰值, 然后上升在 8 月形成一高峰值; 核桃楸林内多样性曲线在 7 月形成一个高峰值; 阔叶混交林内多样性曲线自 4 月最低值上升, 在 6 月形成最高峰, 然后下降, 8 月形成第二高峰, 然后下降; 油松林内多样性曲线自 5 月上升, 6 月达到最高峰, 7 月下降, 8 月达到第二高峰, 9 月降到最低点 (图 2)。

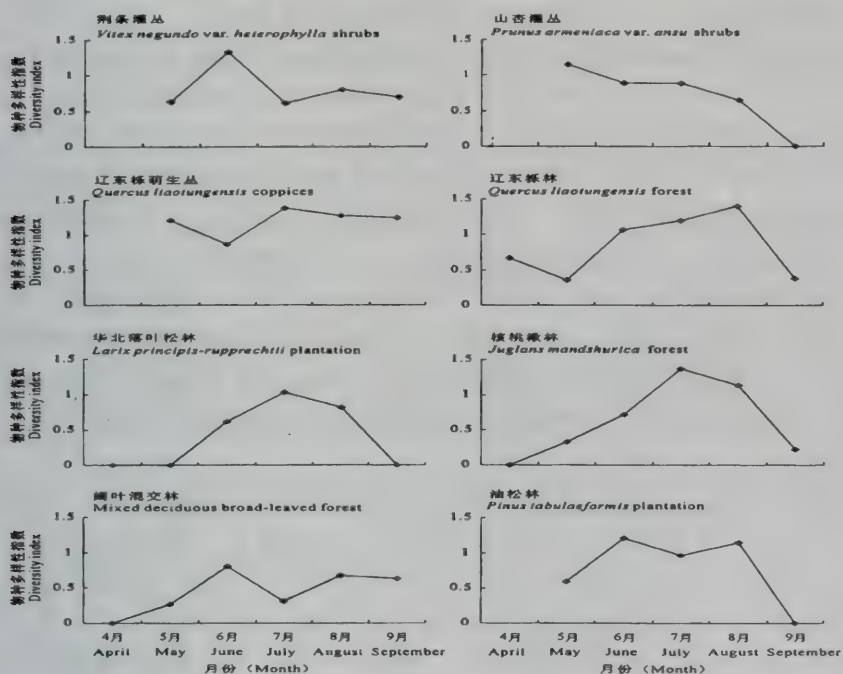


图 2 小龙门林区和梨园岭退耕区生境内的大步甲物种多样性指数季节变化
Figure 2 Seasonal change of species diversity index (H') of *Carabus* in habitats in Xiaolongmen and Liyuanling Areas.

3 讨论

湿度、温度、地表覆盖物、土壤类型、演替阶段及光照等因素可能是决定大步甲物种分布的重要因子。Epstein 和 Kulman (1990) 研究证实, 环境湿度及与湿度相关的其他环境因素影响了大步甲物种的分布和栖息地的选择。Jennings 等 (1986) 发现, 在茂密的林相内比开放的环境内拥有更多数量的大步甲, 而且他还推断虽然实验中没有证实砍伐树木的时间长短和地表覆盖物对步甲的种类和数量产生影响, 但随着演替阶段的推移, 当更新后林子重新形成紧密的树冠层时, 其影响就日益重要了。在本研究中, 小龙门林区 5 种生境是典型的森林代表类型, 林内树木高大, 地表覆盖层厚, 湿度大, 光照少, 是非常稳定具有一定调节能

力的环境,适宜甲虫生活;东灵山主峰地区3种生境为高山类型典型植被,稳定性比较高,但因为海拔高,温度低,适宜甲虫分布的时间短,而且鬼见愁灌丛和亚高山草甸植被矮,几乎没有地表覆盖层;梨园岭处在退耕区,植被处在恢复阶段,大多是低矮灌丛和萌生丛,没有形成优势的顶级群落,生境内灌丛和茅草比较丰盛,由于没有浓密的树冠层,太阳辐射较强,环境比较干燥,地表覆盖层薄。这些环境的湿度、光照、地表覆盖物差异决定着东灵山区不同生境的大步甲物种栖息地选择差异,因此小龙门林区内大步甲物种数量多,种类多;梨园岭退耕区虽然种类与小龙门林区相似,但数量少;东灵山主峰的特殊地理条件决定了大步甲物种种类和数量都很少。同样,不同季节温度、湿度以及食物资源差异很大,其中6~8月间环境条件最适合大步甲活动,所以此时大步甲的物种多样性的分布较高,而其他月份温度和湿度偏低,食物相对较少,所以相对应大步甲的物种多样性较低。

物种多样性区域间分析的结果支持了干扰提高物种多样性的假设(Levin 和 Paine, 1974)。从本研究的3个区域看,梨园岭退耕区植被多为树木砍伐后形成的灌丛或萌生丛群落,与小龙门的森林生境相比,栖息地能提供的环境呈多样化分布,稳定性差,变化快,因此不易形成一种或几种大步甲占优势的群落,而易形成多种大步甲均有相当数量分布的群落,因此大步甲多样性和均匀度就比较高;小龙门林区为典型的森林生境,与梨园岭退耕区环境正好相反,环境稳定性高,所以物种多样性和均匀度比梨园岭退耕区生境低;东灵山主峰地区高海拔生境虽然也很稳定,但由于有利于甲虫活动的季节很短,可能不利于大步甲物种的分布,所以多样性程度低。Lenski (1982)在Carolina北部的实验发现,在森林被砍伐以后,步甲在属的水平上极其显著地提高了物种多样性。Jennings等(1986)在Maine发现,在云杉林被砍伐后形成的新生境内,步甲的多样性和均匀度都比未砍伐的云杉林内高,但种类和数量都比云杉林低。

从物种多样性年度比较看,无论是从多样性指数还是物种数量比较看,1999年和2000年间的物种组成和数量没有显著差异,表明大步甲群落组成比较稳定,没有大的变化,反映了小龙门和梨园岭退耕区近年来环境稳定,尤其是梨园岭退耕区在2000年的物种数量还有一定的提高,更加证实该地区环境在退耕还林的生态恢复中得到很好的维护,更加适宜大步甲活动。但同时可以看出,东灵山主峰环境脆弱,支持大步甲物种的丰富度和数量都很低,如果受到破坏,将难以继续支持更多的物种生存。

由于缺乏对大步甲物种生活习性的深入了解,制约了我们对研究结果给出更有力的解释,进一步了解生境变化对地面甲虫物种多样性分布格局的影响也是我们将来的主要工作。

参考文献

- 马克平,刘玉明. 1994. 生物群落多样性的测度方法. I α 多样性的测度方法(下). 生物多样性, 2 (4): 231~239
- 胡敦孝, 字振荣, 韩纯儒, 何家海, Paoletti M G. 1998. 湖北潜江农田景观中步甲和蜘蛛的群落结构. 昆虫学报, 41 (增刊): 91~97
- 黄同陵主编. 1990. 中国步行虫科昆虫名录续编. 成都: 四川科学出版社
- 虞佩玉. 1980. 为害农作物的步行虫. 昆虫分类学报, 2 (1): 81~84
- Baars, M. A. 1979. Catches in pitfall traps in relation to mean densities of carabid beetles. Oecologia, 41:

25~46

- Brust, G. E., B. R. Stinner, and D. A. McCartney. 1986. Predator activity and predation in corn agroecosystems. *Environmental Entomology*, 15: 1017~1021
- Davis, K. and C. R. Margules. 1998. Effects of habitat fragmentation on carabid beetles: experimental evidence. *Journal of Animal Ecology*, 67: 460~471
- Epstein, M. E. and H. M. Kulman. 1990. Habitat distribution and seasonal occurrence of carabid beetles in East-central Minnesota. *American Midland Naturalist*, 123: 209~225
- Esau, K. L. and D. Peters 1975. Carabidae collected in pitfall traps in Iowa cornfields, fencerows, and prairies. *Environmental Entomology*, 4: 509~513
- Eyre, M. D., D. A. Lott and A. Garside. 1996. Assessing the potential for environmental monitoring using ground beetles (Coleoptera: Carabidae) with riverside and Scottish data. *Annales Zoologici Fennici*, 33: 157~163
- Frank, J. H. 1971. Carabidae (Coleoptera) as predators of the red-backed cutworm (Lepidoptera: Noctuidae) in Central Alberta. *The Canadian Entomologist*, 103: 1039~1044
- Gardner, S. M., S. E. Hartley, A. Davis and S. C. F. Palmer. 1997. Carabid communities on heather moorlands in Northeast Scotland: the consequences of grazing pressure for community diversity. *Biological Conservation*, 81: 275~286
- Hagley, E. A. C. and W. R. Allen. 1988. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as predators of the coding moth, *Cydia pomonella* (L.) (Lepidoptera: Tortricidae). *The Canadian Entomologist*, 120: 917~925
- Jennings, D. T., M. W. Houseweart and G. A. Dunn. 1986. Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) associated with strip clearcut and dense spruce-fir forests of Maine. *The Coleopterists Bulletin* 40 (3): 251~263
- Kinnunen, H., K. Järveläinen, T. Pakkala and J. Tiainen. 1996. The effect of isolation on the occurrence of farmland carabids in a fragmented landscape. *Annales Zoologici Fennici*, 33: 165~171
- Lenski, R. E. 1982. The impact of forest cutting on the diversity of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in southern Appalachians. *Ecological Entomology*, 7: 385~390
- Levin, S. A. and R. T. Paine. 1974. Disturbance, patch formation, and community structure. *Proceedings of the National Academy of Sciences of USA*, 71: 2744~2747
- Lindroth, C. H. 1961~1969. The ground beetles (Carabidae excl. Cicindlidae) of Canada and Alaska. *Opuscula Entomologica* (suppl.), 20: 1~200 (part 2); 24: 201~408 (part 3); 29: 409~648 (part 4); 33: 649~944 (part 5); 34: 945~1192 (part 6); 35: 1~48 (part 1)
- Martin, J. E. H. 1978. The insects and arachnids of Canada (Part 1: Collecting, preparing and preserving insects, mites, and spiders). Hull, Quebec: Supply and Services Canada
- Muehlenberg, M. 1989. *Freilandökologie*. Heidelberg: Quelle & Meyer Verlag
- Quinn, J. F. and S. P. Harrison. 1988. Effects of habitat fragmentation and isolation on species richness: evidence from biogeographic patterns. *Oecologia*, 75: 132~140
- Reeves, R. M., G. A. Dunn and D. T. Jennings. 1983. Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) associated with the spruce budworm, *Choristoneura fumiferana* (Lepidoptera: Tortricidae). *The Canadian Entomologist*, 115: 453~472

- SPSS Inc. 1997. SPSS Base 7. 5 for Windows user's guide. Chicago: SPSS Inc
- Telfer, M. G. and B. C. Eversham. 1996. Ecology and conservation of heathland Carabidae in eastern England. *Annales Zoologici Fennici*, 33: 133~168
- Thiele, H. U. 1977. Carabid beetles in their environments. Berlin: Springer-Verlag
- Thomas, C. F. G., L. Parkinson and E. J. P. Marshall. 1998. Isolating the components of activity-density for the carabid beetle *Pterostichus melanarius* in farmland. *Oecologia*, 116: 103~112

Species Diversity of *Carabus* in Dongling Mountain Region near Beijing

Yu Xiaodong, Zhou Hongzhang, Luo Tianhong

(Institute of Zoology, The Chinese Academy of Sciences, Beijing 100080)

Abstract Pitfall traps were used to investigate eleven different habitats in 1998~2000 to compare species diversity of *Carabus* among different habitats in Dongling Mountain region near Beijing, China. Of 10 kinds of *Carabus* species recorded in total, five species numerically dominated the trap catches and together accounted for 87.1% of the total specimens collected: *C.manifestus* Kraatz, *C.crassesculptus* Kraatz, *C.smaragdinus* Fischer, *C.vladimirskyi* Dejean and *C.sculptipennis* Chaudoir. As for species number and their abundance, forest habitats in Xiaolongmen Area were shown to be higher than those in Liyuanling, an area mosaicked with farmlands abandoned 5 years ago and hills with shrubs and coppices. There indexes were the lowest in the habitats located near the mountain top about 2100 m above the sea level. Habitats in Liyuanling exhibited the highest species diversity index (H' value), and habitats near the top of mountain were the lowest. For evenness, Liyuanling Area was also higher than the other two areas, but the forest habitats in Xiaolongmen showed the lowest value. There were no significant differences between the year of 1999 and 2000 in species diversity index, evenness index and trap catches in Xiaolongmen and Liyuanling Areas. In the two years, species diversity index and evenness index were higher in Liyuanling than these in Xiaolongmen, and trap catches were lower in Liyuanling than that in Xiaolongmen, but only evenness index in 1999 showed significant difference. Species diversity had great changes among different months in habitats in Xiaolongmen and Liyuanling Areas, showing one or two peaks in summer (June-August) in Xiaolongmen Area and no peak in Liyuanling Area. The results suggest that the species distribution of *Carabus* may be affected by moisture, temperature, litter depth and other environmental factors, and the protection and recovery of habitats can improve the species diversity of *Carabus* in Dongling Mountain region.

Key words Dongling Mountain region, *Carabus*, Species diversity

生物多样性与小城镇建设

陈 坚

(上海城市管理职业技术学院环境生态系, 上海 200233)

摘要 生物多样性既是景观的构成要素, 又是环境的维持者和贡献者, 在城市化的过程中应重视生物多样性的合理利用与保护。首先要注意对自然林地和湿地的保留, 使其与人工绿地融为一体; 其次在布局上要注重绿地的布局, 建立互相通达的绿地系统, 为动植物的物流、能流、基因流和个体流提供充分的条件; 第三是构筑一种合理的食物链关系, 达到城市动植物之间以及人与其他动植物之间的平衡; 第四是保护城市外围的自然区域, 这是城市生物多样性的来源和支持。

关键词 生物多样性 小城镇 保留 布局 食物链

随着我国经济的迅速发展和人口的增长, 出现了越来越多的新兴城镇。这些新兴城镇虽然通常规模不大, 但如何规划和建设仍非常值得研究。一个突出的问题是求大求高, 建广场, 造高楼, 修大道, 既不符合实际, 造成浪费, 也缺乏人情味和舒适感, 更丢失了应有的特色。去过欧美的人常常会赞叹那里的很多小城镇的漂亮、优雅和舒适, 很有人情味, 这有多方面的原因, 其中一个重要的因素是欧美城市中具有较高的生物多样性, 走在城中, 如在花园, 沿路皆绿, 身边闻花香, 草地、水边、广场和街道上都有很多种鸟类和小型兽类。

自从 1992 年的联合国环境与发展大会以后, 生物多样性的问题在国内也越来越引起重视。一个地区的生物多样性, 是指包括该地区所有的植物、动物种类及其组成的各种生态系统在内的集合, 它既是景观的构成要素, 又是环境的维持者和贡献者。当前, 小城镇的规划建设中需要探讨的问题很多, 生物多样性的保持应该成为其中一个重要方面, 本文就该问题作一些讨论。

1 保留自然的林地和湿地: 景观的多样化和环境的高功能

一个城市的建设并建成可以说是一个由自然地形地貌变为人工地形地貌的过程, 相应地, 自然林地和湿地也就不可避免地要被人工建筑所替代, 或者说是大面积地减少。作为自然的生态系统, 林地和湿地中生活着多种多样的动物和植物, 是生物多样性较高的地方, 无论是景观价值, 还是环境价值都较大。因此, 保留自然林地和湿地应成为城市绿化建设中的一个重要成分, 要使一个城市保持有较高的生物多样性, 首先要注意到对它们的保留。

在城市建设规划中, 道路、楼房是主体, 但绿地规划也不可或缺, 这是现代城市复兴, 或者说是城市能够继续吸引人的重要环节。如果在城市绿地规划中做到有计划有选择地保留自然林地和湿地, 使其与人工绿地融为一体, 这就使得城市能够保持较高的生物多样性, 在城市景观上因多样化而多姿多彩, 在环境功能上因多样性而使城市生态保持平衡。单从经济角度看, 自然系统的保留也是有利的, 只要规划做好, 可以减少很多建设投资。

2 建立互通的绿地系统：动植物的物流、能流、基因流和个体流

城镇建设少不了绿化。我国过去的绿化主要以行道树、公园为主，加上一些庭园中的花、草、树，绿化的功能主要限于景观的点缀、装饰和居民的休憩。如今人们对绿化的环境功能也已有了较多的重视，但由于历史、经济或者认识上的原因，绿化的规划建设尚未充分利用、发挥其功能。绿地是一个人工的生态系统，对于一个生态系统而言，一般多样性越高，它的景观、环境功能就越大，因此，在现今的小城镇建设中绿地应该从生物多样性的角度作出规划。

在小城镇建设中要保证较高的生物多样性，除了绿化时有意识地引栽多种乔、灌、草植物外，在规划中更要注重绿地的布局。城市绿地规划中有多种绿地布局方式，不论哪种型式，绿地之间应该保持互相通达，使整个城市绿地构成一个完整的生态系统。绿地之间的互通不仅是沿街行道树的延伸联合，而且是有一个足够宽度的带状的贯通。这样的绿地系统为各种动物、植物的物质、能量的交换以及基因流动和个体流动提供了充分的条件，并且与城内和城周边保留下来的自然绿地系统相沟通，使得城市中的生物多样性得以切实的增加。由于小型兽类、鸟类出现频繁及其活动的近人、亲人性，使城市生物多样性的增加有一个感觉上的直观效果，也使城市中的人有一个接近自然的愉悦、和谐感。

3 构筑合理的食物链关系：生态平衡和人地平衡

绿地作为一个生态系统，其中的动植物之间相互就会产生关联，食物链是其主要的关联方式。自然的生态系统之所以能够保持平衡，关键是以食物链关联起来的各种动植物之间在种类和数量上是协调的，因此，在城市绿化过程中构筑合理的食物链关系无疑极其必要。

在整个城市绿地系统中，保留下来的自然群落中的生物是土著性的，其食物链关系一般是稳定的，构筑合理的食物链主要涉及从外地甚至国外引入城市中的动植物。

引种的动植物除了应注意对当地气候、土壤的适应性外，还要考虑对环境的反作用及其对其他动植物的影响，也就是将引进种类置于食物链中，分析食与被食的情况，研究对城市环境生态所可能产生的效果。典型的例子如豚草和福寿螺进入我国后，因可供利用的食物和空间的充分，而抑制种群增长的机制的缺乏，引起“疯长”，污染环境，破坏生态平衡，也有损景观。此外，还应特别注意与引进的动植物寄生或伴生的昆虫、微生物等因进入新的区域后食物链关系的不合理而可能发生的爆发性增长。

不少地方在引种的时候通常会考虑引进经济价值和观赏价值高的种类，既达到绿化的目的，又可以有直接的经济收益。其实这样的种类往往比较脆弱，天敌也多，维持的成本高，有时并不能如愿，甚至适得其反，不仅经济收益低，而且绿化目的也没有达到。

人是城市中最显赫的种群，也是最主要的捕食者，一旦法律、道德或者生态的约束不力，几乎可对任何其他生物种类产生毁灭性的后果。因此，在建设绿地系统时，既要考虑城市生态平衡所依赖的生物之间稳定的食物链，又要考虑有利于建立人地关系平衡的食物链。城市建设之初，经济、社会发展程度尚不高，各种人类行为的约束机制尚不完善，一般不宜简单模仿国内外先进城市的做法，在绿化中配置一些具有较大食用、娱乐价值的动植物，从而可以在客观上减少人群的掠夺性、攻击性等直接侵害的可能性。

4 保护外围的自然区域：种源和生态支持

上海等一些城市当前非常重视生态环境建设,并已经注意到了生物多样性的问题,引进大树,生态造林是其中的一个重要举措,但另一个不可忽略的方面是对城市周边区域内的自然生态系统的保护。生物多样性不仅仅是物种的多样化,更重要的是生态系统的多样化。一个城市要有森林,也要有草地,要有山头,也要有湿地(河湖、滩涂)。除了城内保留下来的外,城外通常还有更广阔更多样的自然区域,这是城市生物多样性维持较高水平的基础。当城里的绿地与城外的自然生态系统互相融为一体,城市的生物多样性就有了相对稳定的种源,城市的环境改善也有了可靠的生态支持。

城市建设的一个矛盾是,城市的土地利用率高,而城外则有似乎闲置的土地。城市要发展,就不得不占用闲置的土地,因此造成了一个奇怪的也是不尽妥当的现象,即一边在城里大力建造绿地,一边却在城外大量侵占、削减自然的生态系统。如果从生态系统的角度来看,要是没有城外广大的自然生态系统的支持和依托,城里的绿地再怎么建设可能也仅仅是漂亮而已。

国内外很多环境建设好的城市都十分注意城外自然区域的保护,有的在城市周边就建有大面积的自然保护区。城里、城外的绿地互相贯通构成一个完整的系统,仿佛城在花园中。

跨入新世纪,中国的城市化进程将要大大加快。在某种意义上,城市化也就意味着非自然化,也就是区域的面积将会有一个小幅度的减少。环境与发展始终是一对矛盾,可持续发展是缓和、协调这对矛盾的一种策略。生物多样性的概念几乎是伴随可持续发展一起进入我国的。可持续发展实际就是强调环境保护的发展,如果在城市化的过程中重视了生物多样性的合理利用与保护,这样的城市发展才是可持续的。

参考文献

- McNeely, J. A. 等. 1991. 保护世界的生物多样性. 薛达元等译. 北京: 中国环境科学出版社
- 《中国生物多样性保护行动计划》编写组. 1994. 中国生物多样性保护行动计划. 北京: 中国环境科学出版社
- 王献溥, 刘玉凯. 1994. 生物多样性的理论与实践. 北京: 中国环境科学出版社
- 吴人韦. 1999. 国外城市绿地的发展. 城市规划 (3): 39~43

Biodiversity and Town Construction

Chen Jian

(Department of Ecology, Shanghai Urban Management College, Shanghai 200234)

Abstract The biodiversity is the maintainer and contributor of the environment, as well as one element of the landscape system. In the course of the urbanization, the exploitation and preservation of biodiversity should be given more attention. Firstly, the natural woodland and wetland should be preserved, and be merged into the man-made green-land. Secondly, the distribution of green-land should be designed scientifically, making of a combining system, which provides the required conditions for the flow of material, energy, gene, individual of animals and plants. Thirdly, a sound food chain and food net should be constructed, in which the balance between the animals, plants and the mankind in the city would be attained. Fourthly, the natural region in the outskirt of the city should be protected, which is the source and sustenance of the biodiversity.

Key words Biodiversity, Town construction, Greenland system, Food chain

干热河谷植被的保护与发展

欧晓昆 金振洲

(云南大学生态学与地植物学研究所, 昆明 650091)

摘要 干热河谷是中国西南地区一些大江河中上游河谷地区常见的一类特殊的地形和气候景观单元, 通过对这些干热河谷地区的人文环境, 包括开发历史及植被的现状的分析, 认为人为活动是直接或间接地造成当今干热河谷地区严重的水土流失和土地荒漠化的直接动力。该地区的植被具有特殊性, 是生物多样性的一种表现形式, 具有利用的潜力, 但更需根据已有的技术经验, 保护和发展干热河谷地区的植被。

关键词 干热河谷 植被 保护 发展

干热河谷, 顾名思义就是又干又热的河谷地貌地区的统称。地处云南、四川两省不同地区的干热河谷由于其地理位置、地形、地貌及其人为影响等各种因素的不同而表现出自己的特点。作为干热河谷生态系统基本单元的植被在当地的环境影响下产生并形成了自己的特点。在人为作用日益加强并最终影响到生态系统的稳定, 影响到干热河谷地区人民的正常生活和生产活动的时候, 干热河谷地区生态系统的恢复和重建面临艰巨的任务, 而干热河谷植被的合理利用、现有植被的保护和植被的发展是生态系统保护和恢复的主要内容, 也是干热河谷地区实现可持续发展的重要举措。

干热河谷主要分布于滇、川两地的金沙江, 以及元江、怒江、澜沧江、红河及其支流的流域地区(杨一光, 1991)。干热河谷地区的经济开发已在许多地区实施并在当地的经济及社会生活中产生影响。如地处金沙江干热河谷区的云南元谋冬季和早春, 蔬菜运达国内各省区的 140 多个地区; 元江河谷的热带亚热带水果及甘蔗, 也很有名, 仅芒果的年产值就达到数百万元; 怒江河谷的小粒咖啡也是世界有名, 倍受注目。目前在干热河谷地区种植芦荟、印楝又成为时兴。干热河谷地区的资源开发及经济发展不仅对干热河谷地区本身的经济和社会具有较大的影响, 同时对附近地区的经济和社会发展也有影响。

但干热河谷地区由于长期不合理地开发和利用, 原生植被受到毁灭和破坏, 致使干热河谷地区的植被覆盖率低, 而森林的覆盖率更低, 水土流失强度及范围加大。在许多干热河谷地区多见的是裸露的山坡, 干枯的土地。如云南元谋干热河谷的森林覆盖率仅有 5.2%, 水土流失面积高达 1 504km², 占全县总面积的 74.4%, 年土壤侵蚀量高达 568 万 t, 成为云南省内土壤流失最严重的地区之一。云南东北的巧家县海拔 1 200m 以下包括自然植被和经济林的覆盖率仅有 5.04%, 水土流失问题同样十分严重。

滇川地区的干热河谷区正是一些大河的上游, 如金沙江是长江的上游, 其下游流经的长江中、下游地区是中国经济建设和发展的重要地区; 澜沧江是一条国际河流, 国际上统称为湄公河, 其中、下游流经东南亚的老挝、缅甸、泰国、柬埔寨和越南五国; 怒江在流到缅甸

后被称为萨尔温江,红河也是流经越南的一条国际河流。干热河谷地区植被覆盖率的高低及其植被的不同类型对干热河谷地区生态环境的保持和改善具有直接作用。而由此形成的水土流失将对下游的水量 and 水质产生直接影响,特别在发生洪水期间,将对下游地区发生洪水灾害的可能和大小,以及水量的集中程度产生影响,同时对下游地区的生态环境产生作用。因此干热河谷地区植被的保护和发展不仅对本地区具有重要意义,对下游地区人民的生产活动、生命和财产安全也有一定作用。

为使干热河谷地区经济和社会发展的正常进行,在保证资源持续利用的前提下保护好环境。有必要在对干热河谷地区植被及生态环境现状及特点进行正确认识的前提下,结合经济建设,积极合理地开展生态建设工作,合理地利用好这里的植被,同时为了使整个流域的环境得到改善和保持而合理有效地保护好这里的植被,采取各种人工的方式发展干热河谷地区的植被。

干热河谷的近代植被均为耐干旱的旱生植被类型,元江、怒江、澜沧江和金沙江河谷的元江、元谋、攀枝花等河谷现存的植被多为半稀树草原型植被。根据分析,干热河谷地区的现状植被极为特殊,与非洲和印度等地大量分布的稀树干草原(Savanna)植被的外貌、结构和区系(欧晓昆,1988)等相似,从植被及区系起源和成因方面具有研究价值。由于其形成具有较大的人为干扰原因,故被称为半稀树草原(semi-natural savanna)(陈洁等,1989;欧晓昆等,1989;曹敏等,1989)。其群落结构简单,季相变化明显,种类较少;以草本层为优势层,灌木层为次优势层,乔木较少,点缀于群落中。群落经常遭受人为干扰,如砍伐、拔草、开垦等,干热河谷地区的植被还常常受到火烧的影响,火烧成为干热河谷植被一个主要的干扰因子,而这些火主要由人为引起。河谷内小环境的多样性,比如坡度、坡向、深沟等造成群落类型的多样性。

1 干热河谷地区的人文环境

人为影响是干热河谷植被利用、保护和发展的基础,特别在当前的环境下,脱离人文环境而讨论自然保护和发展已是不符合客观现实的。在认识到了人文环境条件时,才能为植被的利用、保护和发展提出符合实际的意见和建议。

1.1 干热河谷地区具有较早的开发历史和较高的开发水平

云南的干热河谷地区由于地理位置及气候的优越性,很早就成为人类的生息地。在云南元谋就发现了我国最古老的猿人化石,其生活年代远在170多万年以前;元谋也是许多新石器时代文物的发现地;云南的元谋、巧家、永胜、宾川等地金沙江河谷地处川滇交汇要道,很早就为人们所迁居开发;怒江河谷的部分地区是历史上著名的“茶马古道”必经之地;元江河谷的开发历史也很长。由于开发历史长,具备了相对较高的开发水平,如干热河谷地区的粮食和其他作物的栽培技术和水平,工商业的繁茂程度等比附近地区为高。为了开发和利用干热河谷的资源,50~60年代,一些科研机构和农场在干热河谷地区建立,为干热河谷地区的开发提供了科学的基础和实验基地。气候的优势加上耕作技术的改良,使具有较好供水条件的干热河谷地区农业栽种水平得到提高。

1.2 干热河谷地区聚集了较多的人口

河谷地区由于开发较早及开发水平高,自然就聚集了较多的人口。如云南元江河谷热坝区的人口至明清之际(17世纪40年代)就一度猛增,至1982年已达5.2万多人。元谋河谷

区人口也一直偏多,至1986年,河谷区人口密度已达114人/km²,比本县其他非河谷区人口多一倍多。而多数干热河谷地区也是少数民族聚居区,如金沙江地区的彝族、元江河谷的傣族、红河河谷的哈尼族等。

1.3 人为因素是造成干热河谷地区的植被和生态现状的一个重要原因

长期以来,由于人类对天然植被利用方式的不当,天然植被已经逐步退化,甚至遭受到毁灭性的破坏。例如,仅在元江河谷一些十分边远地段才可以见到一些热带季雨林的片段残存。人为对干热河谷环境的影响主要表现在刀耕火种和陡坡开荒。河谷中植物生长的季节性变化较大,在雨季时植物生长茂盛,干季时则停止或延缓生长。因此刀耕火种的方式在一些干热河谷中仍然存在。砍伐、割草和拔草、烧火、农业开垦、种植、放牧及其他(如建房修路等),人类的影响使干热河谷地区的植被覆盖率降低,生境恶化。如云南元江干热河谷的森林覆盖率由1958年的61.5%降至1975年的27.3%,而至1982年仅为19.3%,使以前热带森林多,山多巨材的状况变为稀树草丛、灌木草丛、低草草丛以及霸王鞭这类半荒漠群落,还有许多光秃的裸地,风沙越来越恶的状况(许再富,1985)。又如云南元谋的森林覆盖率由建国初期的12.8%下降到1973年的6.3%,1985年仅5.2%,同时植被退化,水土流失严重,江河浑浊,自然灾害频繁,泉水枯竭,1974年至1986年的森林火灾就达209次,年均16次,旱、洪灾机遇数也在增高。森林的破坏自然使原已恶化的生境更趋恶化。

2 干热河谷地区植被与环境的关系

干热河谷地区尽管有发展的劣势,但由于其独特的光热资源及人为开发的历史和水平,理应在经济发展中走在其他地区的前列。同时,由于长期不合理的影响和破坏,致使干热河谷地区植被覆盖率普遍低,恶劣的生态环境成为发展的一个限制因子,出现了如云南澜沧江河谷的南涧,金沙江河谷的巧家等一些国家级特困县。因此,植被的现状及其稳定性会对当地的社会和经济发展产生影响。

由于地理位置、地形和地貌的原因,以稀树干草原为主的干热河谷地区的植被较为单纯和脆弱,再加之人为干扰和对原生植被的破坏,土壤的保水能力大大降低,造成生态环境的进一步恶化,自然灾害更加容易发生。甚至一些地方发生严重的泥石流(如云南南涧和云南东川小江流域),极其严重地干扰了这些地区人民的生活和经济的正常稳定发展。由于水土冲刷,形成了干热河谷地区大量的贫瘠裸地,致使植被覆盖率更加低下。森林资源的缺乏,恶劣的生态环境限制了干热河谷地区正常的经济发展。环境的干燥成为影响干热河谷地区植被利用、保护和发展,限制干热河谷自然生产力发挥的最大因子。

粮食作物的开发,资源植物的开发及引进,植被覆盖率的提高都与水密切相联。干热河谷地区植被发展、经济与社会发展的限制因子是水,只要水的问题得到解决,植被,甚至森林植被在干热河谷是容易迅速恢复的,节水措施和节水的植被恢复技术是干热河谷地区植被恢复与发展的关键。

由于长期对植被的不合理利用,干热河谷地区的植被正在出现荒漠化的倾向。而造成土地逐渐荒漠化的原因是多种多样的。已有研究表明,干旱愈严重,其土地荒漠化愈严重。金沙江干热河谷中所出现的一些荒漠化现象,首先是由于土壤水分相对缺乏,季节性的水荒严重。根据研究(刘刚才等,1998)表明,在干热河谷区内植被高度与水分有以下关系:

(1) 植被的盖度越大,吸力为零时,土壤含水率越大,即表明盖度越大,其贮水含量越大。

(2) 植被的盖度越小, 其曲线斜率的绝对值越大, 说明盖度越小, 土壤脱水越快, 土壤稳定性差, 抗旱力弱。

(3) 植被的盖度越小, 有效水范围(60~6000S)越窄, 表明盖度小, 其土壤水有效性低, 所以, 有水也不一定能满足植物生长的需要。

以上研究说明, 在干热河谷区, 宏观上的降水季节性缺乏和土壤的水分性能(储水性和稳水性)恶化促使土地的荒漠化。由于人为的不合理砍伐森林、耕种活动等影响, 以及不合理的经营和管理生产活动, 例如, 过度的放牧、开垦, 以及人为开荒和一些矿山的开采活动, 都直接或间接地造成了水荒或水资源无法利用, 造成了当今干热河谷地区严重的水土流失, 研究也表明不合理的人为活动和水土流失是该区荒漠化的直接动力。

3 干热河谷地区植被的合理利用

如何合理利用干热河谷地区的植被资源, 是干热河谷地区经济和社会发展的课题。这里的利用应该是在保护和发展的前提下, 合理利用现存植被, 使其既能够达到干热河谷环境改善的要求, 又适合经济建设发展的需要。

干热河谷地区富含多种资源, 植物资源无疑是其中最有价值的一类资源, 例如, 在对金沙江干热河谷植被的调查中发现一共有 413 种野生分布的资源植物(欧晓昆, 1994)。这些资源植物如果开发得当, 既能带来经济效益, 同时具有生态效益。所以在进行水土保持林带及其他有关干热河谷建设的规划设计及实施时, 应把资源植物的发展放在首位, 只有同时具有经济和生态效益的植物, 才能在当地有效实施, 也才能给当地人民带来经济收益。例如, 在云南元谋地区引种桉树成功的例子表明, 在具有经济利益的前提下, 同时也具有环境保护和恢复的效益, 达到利用和保护的双重功效, 会得到当地老百姓的支持和积极响应。同样, 在当地进行有关资源植物开发的经济建设时, 必须考虑到环境的保护。如果只管开发, 带来的只能是杀鸡取卵的后果, 比如有些干热河谷地区在开发余甘子、龙须草等植物时所采取的只收不种, 整枝砍光、拔光的策略, 已经对环境产生了严重的破坏。

干热河谷地区植被的利用、资源植物的开发要发挥自己的优势, 也就是要发挥地区的光热资源优势, 特殊的地理位置优势, 开发要求高热量、多光照的、附近地区难以成功种植的资源植物。比如冬季和初春时节的蔬菜, 热带和南亚热带的水果, 以及本地特有或较多的其他一些资源植物。不能仅仅根据附近其他地区的种植经验, 盲目的引种和栽培一些广泛分布的, 市场很容易被满足的商品。这里已有一些成功的开发经验, 例如, 元谋干热河谷的冬、早春蔬菜畅销全国一百多个城市, 为当地的经济的发展起了重要作用。对资源植物的开发除了从其他热带亚热带地区引进外, 也要注意发展本地特有的或较多物种, 上面提到的 413 种野生资源植物中, 不乏一些极有开发应用前途的种类, 如仙人掌, 它分布广, 既可食用, 又可观赏和作围篱; 又如余甘子, 在金沙江干热河谷的各地都广泛大量分布; 再如最近在元江干热河谷开发成功的芦荟和印楝, 具有较为广泛的经济前景, 同时对干热河谷植被的合理利用具有积极意义。

金沙江干热河谷地区植被中资源植物的数量多, 物种具有特点, 但到目前为止, 真正形成有市场竞争力商品的并不多, 这主要存在着资源的商品化问题。既然要形成商品, 首先要形成一定的生产量。而除了少数几个有名的地区外, 干热河谷的分布虽然范围广, 但具体的分布地区又比较狭窄, 如果以某个县或地区来安排生产, 从技术和管理上都不利于生产及加

工的发展,因而对开发不利。干热河谷地区应以流域为开发单元,打破地区和部门界限,从保护环境和开发资源综合考虑,组织流域地区生态建设和资源植物生产和管理技术的研究和交流,组织生产和加工,这样才有利于资源植物的尽快开发利用,形成有竞争力的商品,并真正达到对环境的保护。

4 干热河谷地区植被的保护

植被是生物生活的主要生境条件,保护了植被既保护了植被中生活的各种生物资源,也使这些资源生物能够正常的生长。同时,植被的保护与环境的改善紧密联系。

干热河谷多处于大江河的上游地区,由于长期的不适当开发利用,再加之环境干燥缺水,使这一地区的植被覆盖率较低,水土流失严重,给这一地区及下游地区人民的生产和生活带来不利影响。国家投入巨资开展长江中上游地区水土保持林带的建设,就是对生态环境保护的考虑,因此在这干热河谷地区进行开发建设时必须考虑对植被的保护。

干热河谷地区要使环境改善,首先要保护好现有的植被。植被的保护在干热河谷地区要优于其他经济建设的发展,也只有这样才能保证经济建设的长期稳定和持续发展,这是经济建设的条件和保证。

干热河谷地区的地理位置决定了植被保护的迫切性和重要性。云南和四川两省的干热河谷地区地处大江河的上游部分,植被保护工作开展得早与迟、好与坏将直接影响着下游地区社会、经济和生态建设的发展。

5 干热河谷地区植被恢复和发展

干热河谷地区的植被恢复和发展要从大生态的观点及利益进行考虑,也就是不仅仅考虑本地区的生态环境的保护和恢复,而且要考虑下游地区的生态问题,要以国家、民族的利益为主,同时兼顾本地的地方利益。

要恢复和发展植被,首先需要正确认识植被和生态环境现状,正确评价这些现状。云南和四川干热河谷地区分布面积大,区域分布范围广,涉及几条大江河流域,生境条件虽然都具有干热性质,但干热的程度及其他生境条件都是千差万别;植被的恢复和发展虽可互相借鉴经验,但仍需因地制宜进行。由于干热河谷的分布往往是以流域为单元,河谷区的地理位置、海拔及走向不同,其生态特点都不同,这是需要进一步研究的内容。

5.1 植被恢复的指导思想

由于干热河谷地区的现状植被是半自然稀树草原,而且这种植被的历史已较长,有些地区实际已经成为当地的偏途顶极群落。因此从植被恢复的指导思想上应以绿化荒山,改变生态环境为主,不应强求成林成材。具体说也就是能林则林,能灌则灌,能草则草,使干热河谷地区植被覆盖率逐步提高,生境逐步得到改善。

5.2 植被恢复的方式

植被恢复应走由易到难的道路,可以两边带中间。因为干热河谷的上部已经超出了干热河谷的控制范围,例如,在金沙江干热河谷 1 600m 以上的山坡,气候特点已经不如河谷下部那样既干又热,因此保留下来的植物群落类型的质量和数量都较高,即使植被已经受到破坏,重新恢复的难度也相对不大。由于这一地区已经具有较好的水分条件,在经过一定时间的封山育林以后,一般 3~5 年即可明显看到成效。在河谷的下部,已经靠近江河水域分布

的范围,可以较为容易地通过自然或人工的方式引水使植被得到恢复。而靠近人为大量活动的地区,人们可以通过人工种植和保育的方式使植被得以恢复。难以恢复植被的地区主要在干热河谷的山坡中部,这一地区只有在上部和下部的植被得到恢复,水热的配合状况得到一定的改善后,植被恢复才会容易进行。

5.3 干热河谷地区植被恢复的措施

根据一些研究(张有富, 1998),按照干热河谷地区气候和水分的特点,应采取恢复加大坡面森林覆盖为先导,防治水土流失、建立新的良性循环机制,从根本上改良和合理利用水土资源。

5.3.1 首先要封山育草,改变小生境

干热河谷地区立地条件一般较差,直接造林的难度大,即使已经造林的立地最后成林的可能性也较小,因此必须采取一些特殊的措施。为创造良好的小气候条件,可以先采取封山育草的措施,改善生态环境;同时禁止当地居民任意在封山区割草、拔草、放牧和开荒,推行沼气、以电和煤代柴、牲畜圈养或到河滩地放养等措施。在保护好原有稀疏的灌木和草被,促进根蘖的发展和扩宽,改变下垫面结构,保护幼苗的健壮生长,同时还需制定确实可行的封山育草育灌的管理规范制度,设立护林员巡山宣传检查,确保荒坡尽快郁闭成林。

5.3.2 以乡土树种为主,适当引种外地树种

造林树种的选择是干热河谷地区荒坡治理成败的关键,应该遵照适地适树的原则,以乡土树种、草种为主,适当引进防护效果好、经济效益高、耐干旱瘠薄、生长迅速的外地优良树种和草种。例如,在金沙江干热和干暖河谷中的红椿、朴树、苦楝、山合欢、苦刺、马桑、膏桐、三叶豆、大叶千斤拔、余甘子、龙舌兰、剑麻等;元江干热河谷的如余甘子、天干果、水锦树、厚皮树、红椿、虾子花、红皮水锦树、清香木、山合欢等;怒江干热河谷的余甘子、清香木、木棉、刺桐木、楹树、构树等。这些树种如果种植方法得当,当年的成活率高于40%以上。也可以引种一些国内优良树种、草种,例如,新银合欢、香须香合欢、山麻柳、白蜡树、车桑子、山毛豆、小冠花等,用于在干热河谷中造林,这些树种成活率可以高达70%以上。另外还有一些国外引种的优良速生树种和草种也较适合一些干热河谷的生态状况,例如大果柏、辐射松、露丝柏、圣诞树、大灰豆、多种桉树等,在一些地区的引种成活率也相当高,可以达到60%以上。其中的一些树种,如红椿、朴树、大果柏、山合欢、苦楝等,树冠浓密而冠幅大,截雨护坡的效果较好,干季落叶可以减少土壤水分的损耗,又可以增加土壤有机质的积累。新银合欢、刺槐、山毛豆、三叶豆、香根草等,主侧根发达,带有根瘤菌或其他成分,可以增强改土和固土能力。作为草本植物往往须根发达,固结表土的能力较强。

5.3.3 改进造林技术和整地方法

可以采取大面积直播与植苗相结合,局部地段采用分殖与微型生物工程结合的造林技术。其步骤是直播造林在雨季初期(一般5月初至6月初),植苗和分殖以及埋干扦插造林在雨季中期(6~7月)为宜,阴雨天植苗效果更佳。雨季初期直播种子,土壤温度和湿度条件较为适宜,种子发芽生长快。播种太早,种子容易受到鸟或老鼠的吞食,如果播种太迟,幼苗当年的木质化程度低,抗旱的能力会减弱。在雨季中期植苗,这时土壤中水分较为充分,树苗易于生长。造林的树苗以二年生苗木为宜,这时的苗高在80~110cm,如果苗太小,容易被滚石或土块埋压,不利于苗木的成活和生长;而如果苗木太大,则生活率低。在起苗时注意不要伤根,将多余树枝修剪,用湿草包扎苗根以保水分。干热河谷植被恢复中主要的困

难是缺水,若用水灌溉花费太高。一般大面积造林只有靠改进造林技术与整地方法,逐步提高造林的成活率。在立地条件较好地段,可以采取种子直播与裸根苗小穴整地栽植,这种方法省时省工成效大;在立地条件中等地段,采取小穴整地点播种子与大穴整地育苗结合,可以使成活率提高;在立地条件较差的地段,采取水平阶整地,阶距 50cm,阶宽 30cm,挖大穴栽植营养袋大苗,与挖中穴点播种子结合,利于保水保土肥;陡坡地在冬季可以进行鱼鳞坑整地,坑宽 40cm,深 30cm,雨季栽植营养袋大苗;对于小型滑坡的治理,可以采用分段式水平沟整地,沟内栽植活树篱,3~5 行为一组,各树篱组之间穴播灌木或栽植草篱等微型生物工程,起到拦蓄和分散地表的径流的作用。

5.3.4 营造混交林,增强防护效果

根据干热河谷地区的自然环境条件和社会经济状况,在这些地区的植被恢复主要以改善环境、保护生态、适当考虑经济收益为主导,因而主要营造水源涵养林、水土保持林、薪炭林和经济林。为了充分利用土地和环境资源条件,发挥最大的保护效能,各种林的种植应尽量采用混交方式营造。主要有带状混交、块状混交和行间混交,各种树种、和草种本身还可以进行多层立体混交。

5.4 干热河谷地区水荒防治和的植被恢复技术

5.4.1 深开垄沟,利用垃圾作肥料的植被种植技术

这种植树技术在一些干热河谷地区的荒山坡上已经证明是较为行之有效的技术。具体就是按照山坡的等高线,深挖垄沟,在垄沟中投入城市和农村中的垃圾作为肥料,用土覆盖,再在上面种植种苗。

5.4.2 集流种植(runoff harvesting farming)技术

该技术起源于非洲的干旱沙漠区,它是围起一片集水区,在集水区的下部洼地处进行植被的种植。此法可以用于在干热河谷地区的高山陡坡,离村寨和农舍较远,立地条件恶劣处,用该法来进行植被的种植和恢复,可充分调整造林条件,利用集水来实现植被种植和恢复的目的。

5.4.3 接垄种植(tied ridge planting)

在干旱区内把垄按各种形式连接起来,在垄围区内或垄上进行种植。在干热河谷区内也可以大力推广这种技术,在陡坡上可以采用生物篱做成网状或弧网状的垄来种植。

5.4.4 节水灌溉技术

在有灌溉条件的区域内,应大力推广节水灌溉技术,包括输水技术,目前应广泛应用和推广滴(窝)灌技术。这种技术可以有效的利用有限的水源实现植被恢复和种植的目的。

植被恢复和发展是区域生态建设的重要部分。生态建设只有与经济建设紧密联系,生态建设才具有生命力,老百姓才能有自发的建设积极性,生态建设也才可能得到实施。因此在植被恢复时要尽量求得生态、经济和社会效益的统一。

参考文献

- 曹敏,金振洲.1989.云南巧家金沙江干热河谷的植被分类.云南植物研究,11(3):324~336
陈洁,金振洲.1989.易门绿汁江、十街河河谷植被分类研究,云南大学学报(自然科学版),11(4):347~

- 刘刚才, 刘淑珍. 1998. 金沙江干热河谷水环境特征对荒漠化的影响. 山地研究, 16 (2): 156~159
- 欧晓昆. 1988. 元谋干热河谷植物区系研究. 云南植物研究, 10 (1): 11~18
- 欧晓昆. 1994. 金沙江干热河谷的资源植物及其生态特征. 植物资源与环境, 3 (1): 42~46
- 欧晓昆, 金振洲. 1987. 元谋干热河谷植被的类型研究 I. 群丛以上单位. 云南植物研究, 9 (3): 271~288
- 许再富. 1985. 元江干热河谷山地五百年来植被变迁探讨. 云南植物研究, 7 (4): 403~412
- 杨一光. 1991. 云南省综合自然区划. 北京: 高等教育出版社
- 张有富. 1998. 干热河谷气候区荒坡生物治理技术——以东川蒋家沟大四子村为例. 山地研究, 16 (3): 248~251

Vegetation Protection and Development in the Dry-Hot River Valley

Ou Xiaokun and Jin Zhengzhou

(Institute of Ecology and Geobotany, Yunnan University, Kunming 650091)

Abstract Dry-Hot valley is one kind of landscapes with special topographic and climate features, which can be found in the valleys of the middle and upper reach of the great rivers in the southwest China. Through analyzing the environment of the dry-hot valley, especially the human's influence on the vegetation in this area, the authors conclude that human's activities have great influence on the formation of the present vegetation and water and soil erosion. The vegetation in the dry-hot river valley is a special vegetation type in China, and represents also a special kind of biodiversity. Since there are many resources in the vegetation of dry-hot valley, we should protect it. The special techniques introduced in the paper should be used to exploit, protect and develop the vegetation in the dry-hot valley.

Key words Dry hot valley, Vegetation, Protection, Development

科尔沁沙地大青沟国家自然 保护区景观与群落多样性分析*

关文彬 谢春华

(北京林业大学、国家林业局水土保持重点开放实验室, 北京 100083)

摘要 荒漠化生态脆弱区天然残遗植被在生物多样性保护中具有特殊的生态意义。以科尔沁沙地大青沟国家级自然保护区的天然残遗植被为研究对象, 利用岛屿生物地理学、景观生态学、保护生态学、恢复生态学的有关原理, 借助于地理信息系统, 结合土地利用现状图, 分析了大青沟景观多样性、群落多样性特征及其二者的关系, 为沙地残遗植被类型多样性持续保护及周边沙质荒漠化地区植被恢复与重建提供了一定理论依据。研究结果表明: ①榆树 (*Ulmus*) 疏林斑块是该区域的沙地主导景观类型, 而其他景观类型破碎化程度较高; ②景观类型多样性指数, 类型面积 < 类型周长 < 类型斑块数 < 等概率状况, 即该区域中面积分布最不均衡, 而斑块数分布最均衡, 景观处于失衡状态; ③位于大、小青沟两侧的斑块, 垂直于环境梯度呈狭带状分布, 群落多样性明显高于沟外斑块, 而垂直结构分布规律是草本层数目 > 乔木层数目 > 灌木层数目, 群落结构尚未稳定; ④景观多样性与群落多样性密切相关, 大、小青沟两侧受人为干扰较少, 土壤水分条件较好, 景观类型丰富, 形成较多的群落交错带, 群落多样性较大; 而在较远地区, 人为干扰频繁, 土壤干燥, 沙化严重, 景观类型规整, 群落多样性较低; ⑤沙质荒漠化和人为干扰是破坏群落多样性的主要原因。沙质荒漠化地区植被的不同恢复程度, 影响着景观类型分布格局, 也制约着各景观类型中物种的多度和丰富度。

关键词 大青沟 景观多样性 群落多样性 地理信息系统

1 引言

内蒙古大青沟国家自然保护区位于号称“八百里瀚海”的科尔沁沙地, 沟外沙丘一望无际, 沟内却是长白植物区系、内蒙古植物区系和华北植物区系交互作用产生的珍贵的天然残遗森林植被景观(郑元润, 1998), 类型极其特殊。由于长期以来滥伐林木和沙质荒漠化的综合作用, 致使沙丘活化, 栖息地的丧失和不断片断化(陈灵芝, 1994), 地带性植物群落的优势种和建群种及其种群的破坏、衰退甚至消失, 造成生物多样性的不断减少, 生境破坏是全球物种灭绝速率加快的主要原因(Noss RF, 1990; West NE, 1993; 马克平, 1993), 而关键种的灭亡将带来不可估量的后果(季维智等, 1994), 所以保护生态脆弱区天然植被意义重大。而景观规划设计则在生物多样性保护中起着决定性的作用(Wilson, 1992)。

*国家自然科学基金项目(30170180)和(39770148)资助

景观多样性是生物多样性的重要层次之一,它揭示了景观的复杂性,是景观水平上生物多样性的表征(李晓文等,1999;傅伯杰,1995),它构成了其他层次(遗传多样性、物种多样性、生态系统多样性)的背景,并制约着其他层次生物多样性的时空格局及其变化过程。群落多样性则是生态系统多样性的重要组成部分,是形成整个生物多样性的基本条件(马克平等,1994)。近年来,景观多样性的研究越来越受到人们的重视,但研究多集中在景观格局对物种多样性的影响,景观异质性和景观多样性测定指标的建立和完善以及区域景观多样性的统计分析,缺乏对景观多样性的理论分析和空间制图研究,以及与其他层次生物多样性之间的跨尺度综合研究。对大青沟残遗森林植被景观的研究,以往也多只集中在群落多样性和物种起源这种单一的层次上(曹新孙等,1982;郑元润,1999;郑元润,1998;关文彬,1997)。本文在分析其景观多样性的基础上,用地理信息系统对景观多样性进行制图,展现其空间分布,并跨层次地分析了群落多样性与景观多样性的密切关系,为下一步进行景观规划,建立稳定安全的景观生态格局(俞孔坚,1999)打下基础,这对当地生物群落、生态系统的保护和周边沙漠化地区生物群落、植被景观的恢复与重建,推动土地荒漠化防治工程及沙产业(关君蔚,1995)开发进程,有着非常重要的意义。

2 研究区自然概况

研究区域位于内蒙古哲里木盟科尔沁后旗甘旗卡西南24km处,南面与辽宁省彰武县接壤。地理位置为 $122^{\circ}13' \sim 122^{\circ}15' E$, $42^{\circ}45' \sim 42^{\circ}48' N$ 。保护区内有大小两条深沟,大青沟长20km,沟深40~50m,沟宽平均250m,沟坡平均 36° ;小青沟长10km,沟深50~70m,沟宽平均200~300m,坡度平均 28° 。两沟之水汇合后流入柳河(辽河的支流),水面宽2~4m,水深不超过1m,海拔高度沟上225~253m,沟下173~200m,为该区海拔最低的地方。沟外为一望无际,此起彼伏的沙丘,沙丘一般高度在10m以下。

大青沟周围地区在“中国气候区划”中属东北温带半湿润气候区向内蒙古温带半干旱气候区过渡的地带。年降水量500mm左右,主要集中在6~8月,约占全年降水总量的70%以上。沟内年平均相对湿度比沟外大20%~25%左右,降水年变率也较大。本区热力资源丰富,日照时数在2800h以上,年总辐射 $130 \sim 140 \text{ cal/cm}^2$ 。最高气温 29°C ,最低气温 -30°C ,年平均气温 6°C 左右。日平均气温超过 10°C 的年积温在3200 $^{\circ}\text{C}$ 以上,无霜期120天左右。由于森林的影响,大青沟内外小气候差异显著,夏季沟内比沟外温度低,变幅小,湿度较高;冬季则较温和,流水不冻;夏末秋初,沟外天空晴朗,而沟内泉水则经常“冒烟”,形成浓雾。

大青沟地区土壤以沙土为主,兼有沙壤土带,主要以固定沙丘为主,沟坡个别地段也有风积沙、冲积沙和淋溶现象。大小青沟沟底的土壤不是地带性土壤,且有潜育层。由于森林植被枯枝落叶的积累而土壤色泽变深,腐殖土层变厚。

3 研究方法

在地理信息系统中,采用北京坐标系,黄海高程面,1:25000的比例尺,利用数字化仪按点、线、面三个层次输入研究区域的土地利用规划图,系统自动拓朴生成772个多边形,统计出每个多边形的面积和周长,以及各个景观类型的景观多样性参数。群落调查采用典型样方方法,以地形图为参照,在较为典型的群落类型中做1个20m×20m的标准乔

木样方,再在各乔木样方中沿对角线做5个 $5\text{m} \times 5\text{m}$ 的灌木样方,在每个灌木样方中沿对角线做5个 $1\text{m} \times 1\text{m}$ 草本样方,将统计结果添加到每个对应的多边形中,便构成空间查询和制图输出的属性数据库。

4 计算与分析

4.1 景观多样性

景观多样性在内容上可以区分为景观类型多样性、斑块多样性和格局多样性,各种类型均具有一些数量化指标。类型多样性是指景观中类型的丰富度和复杂性。类型多样性多考虑景观中不同的景观类型(如农田、森林、草地等)的数目多少以及它们所占面积的比例。类型多样性的测定指标包括类型的多样性指数、优势度、丰富度。斑块多样性是指景观中斑块(广义的斑块包括斑块、廊道和基质)的数量、大小和斑块形状的多样性和复杂性。斑块多样性的测定指标包括景观中的斑块数目、面积、形状、破碎度、分形维数等。格局多样性是指景观类型空间分布的多样性及各类型之间及斑块与斑块之间空间关系、功能联系,它影响着物种的分布、动物的运动、营养元素的迁移(Peter John, 1984)、地表径流(Burel 等, 1993)和土壤侵蚀(傅伯杰, 1995)。格局多样性考虑不同景观类型的空间分布、同一类型间的连接度和连通性、相邻斑块间的聚集与分散程度,格局多样性的测定指标包括聚集度、连接度、连通性、修改的分形维数等。

本文讨论的景观斑块多样性又包括面积的多样性、周长的多样性和斑块数的多样性3个方面,常用Shannon-Wiener指数来测度。

4.1.1 景观类型多样性

(1) 多样性指数

表示景观中类型的多样性。根据信息论原理,参考Shannon-Wiener指数,景观多样性指数可表示为:

$$H = - \sum_{i=1}^m (P_i) \cdot \log(P_i)$$

式中 H 为多样性指数, P_i 是景观类型 i 所占面积的比例, m 为景观类型的数目, H 值越大,表示景观多样性越大。

(2) 优势度(Dominance)

用于测度景观结构中一种或几种景观类型支配景观的程度,表达式为:

$$D_o = H_{\max} + \sum_{i=1}^m (P_i) \cdot \log_2(P_i)$$

式中 H_{\max} 表示最大多样性指数, $H_{\max} = \ln(m)$ 。 D_o 值小时,表示景观是由多个比例大致相等的类型组成; D_o 值大时,表示景观只受一个或少数几个类型所支配。这个指数在完全同质性的景观中($m=1$)是无用的,此时 $D_o=0$ 。

另外,可根据传统生态学中计算植被重要值的方法修正后来求算优势度。按下述公式计算:

D_d (密度) = 斑块 i 的数目 / 斑块总数

D_f (频度) = 斑块 i 出现样方数 / 总样方数

L_p (景观比例) = 斑块 i 的面积 / 样地总面积

D_i (优势度) = $D_d/4 + D_f/4 + L_p/2$

D_i' (相对优势度) = $D_i / \sum_{i=1}^n D_{ij}$

(3) 景观类型多样性分析

景观多样性指数 H 值的大小反映了景观要素的多少和景观要素所占比例; 优势度指数 D 反映了景观多样性对最大多样性的偏离程度, 或者说是景观由少数几个主要的景观类型控制的程度; 均匀度指数则反映了不同景观类型的分配均匀程度。通过计算 Shannon-Wiener 指数发现, 内蒙古大青沟的 21 个景观类型的 Shannon 多样性指数 (按等概率计算 $P_i=1/20$) 为 1.30103, 而景观类型面积的 Shannon 多样性指数 (P_i =景观类型面积 / 景观斑块总面积) 是 20.007, 景观类型周长的 Shannon 多样性指数 (P_i =景观类型周长 / 景观斑块总周长) 是 21.508, 景观类型斑块数的 Shannon 多样性指数 (P_i =景观类型斑块数 / 景观总斑块数) 是 26.42038。Shannon 多样性指数, 类型面积 < 类型周长 < 类型斑块数, 均小于等概率情形。因此, 景观类型 3 个方面的多样性程度不同, 类型面积最低, 类型斑块数最高, 揭示出 3 个指标中, 景观类型面积分布最不平衡, 而斑块数分布最均衡, 各景观类型的总体破碎化程度较大。

4.1.2 景观斑块多样性

(1) 景观斑块大小

斑块的大小是研究景观要素斑块多样性的主要指标, 它直接影响单位面积的生物量、生产力、养分贮量及物种组成的多样性。除斑块的平均面积外, 同类斑块的最大和最小面积可反映出某种生态学意义 (肖笃宁, 1991)。斑块面积的大小不仅影响物种的分布和生产力水平, 而且影响能量和养分的分布。一般来讲, 斑块中能量和矿质养分的总量与其面积成正比, 物种的多样性和生产力水平也随面积的增加而增加。大致的规律是面积增加 10 倍, 物种增加 2 倍; 面积增加 100 倍, 物种增加 4 倍。即面积每增加 10 倍, 所含的物种数量以 2 的幂函数增加, 2 为平均值, 其数值通常在 1.4~3.0 之间 (MacArthur, 1967)。在陆地景观中, 斑块中物种多样性与下列斑块特征有关, 其顺序如下 (Forman, 1986):

$$S = f[+ \text{生境多样性} \pm \text{干扰} + \text{面积} + \text{年龄} + \text{景观异质性} - \text{隔离程度} - \text{边界不连续性}]$$

由上式可见, 物种多样性与斑块面积显著相关。因而, 在自然保护区设计时, 对保护稀有种、濒危种以及维持稳定的生态系统, 保护区面积是主要因素, 而斑块的隔离程度、年龄和形状等其他因素则是次要因素。

表 1 各斑块数量特征统计
Table 1 The characters of each type of patches

代码	斑块类型	面积 (m ²)	周长 (km)
T1	湖沼	0.072	2.166
T2	果园	0.075 82	2.604 74
T3	紫椴 (<i>Tilia amurensis</i>) 疏林	0.132 01	3.849 08
T4	居民区	0.273 94	6.055 46
T5	樟子松 (<i>Pinus sylvestris</i> ver. <i>mongolica</i>) 林	0.288 83	6.077 43
T6	水曲柳 (<i>Fraxinus mandshurica</i>) 黄波罗 (<i>Phellodendron amurense</i>) 林	0.348 97	15.140 21
T7	杨树 (<i>Populus</i>) 疏林	0.350 54	11.086 88
T8	牧场	0.428 51	7.443 47
T9	沼泽地	0.433 12	19.500 93
T10	科尔沁杨 (<i>Populus koerqinensis</i>) 林	0.448 83	7.720 72
T11	油松 (<i>Pinus tablaeformis</i>) 疏林	0.472 39	7.039 18
T12	色树 (<i>Acer mono</i>) 疏林	0.560 69	11.301 09
T13	杨树密林	1.113 95	19.099 34
T14	柞树疏林	1.370 46	37.385 88
T15	荒地	1.513 85	62.717 00
T16	种子园	1.631 34	12.778 32
T17	农地	5.646 33	97.281 00
T18	未成林造林地	11.506 07	142.999 83
T19	未利用地	24.520 28	313.783 95
T20	榆树 (<i>Ulmus</i>) 疏林	29.019 94	431.691 17
	合计	80.208 05	1217.721 24

从表 1 中可以发现, 榆树疏林和未利用地是大青沟的主要景观类型。湖沼斑块面积最小, 0.072 hm², 林地斑块中以樟子松疏林斑块面积最小, 0.098 hm²; 各种景观类型拥有面积极不平衡, 最大面积差异为 28.340 hm²。各类景观斑块中物质、能量的分配, 以及物种多样性和生产力水平的差异显而易见。除榆树疏林斑块、未成林造林地斑块和大片的未利用地斑块外, 大多景观在一定程度上呈破碎状态, 面积多小于 5 hm², 平均面积不及 0.1 hm², 平均的斑块数多在 20 个/hm² 左右 (图 1~图 5)。

沿河流分布的斑块平均面积都小于 0.03 hm², 而不同的土地利用程度也导致了荒地的破碎化。人工形成的种子园, 分布相对集中, 平均面积最大。

从以上 3 个指标可以看出, 位于大、小青沟两侧的各景观类型 (如湖沼、荒地、部分林地) 的面积比例较小, 平均面积也较小, 破碎化程度较高。而林地景观 (包括未成林造林地、种子园) 面积较大, 破碎化程度较低, 是当地的主导景观类型。

(2) 景观破碎度 (fragmentation)

通常情况下, 斑块密度能更直接地反映景观的完整性或破碎化程度, 它是指单位面积上的斑块数 (马克明, 1998)。斑块密度越大, 则景观破碎化程度越严重。斑块密度反映了景观空间结构的复杂性, 它受土地覆盖类型的多样性和规模的影响。斑块的总数、单位面积内的斑块数目 (n/km²)、单位面积内的斑块面积 (hm²/km²)、边界密度 (km/km²) 均是

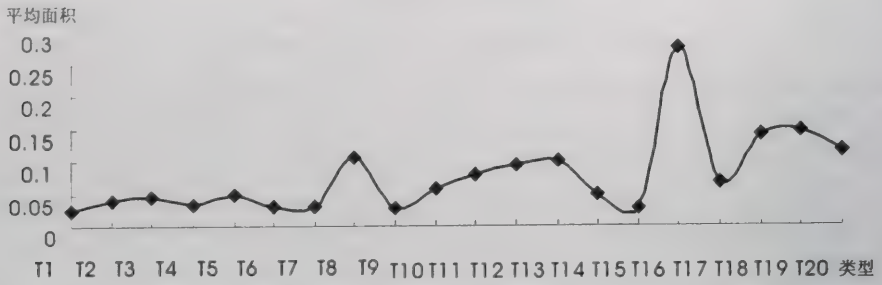


图1 每种类型的平均面积

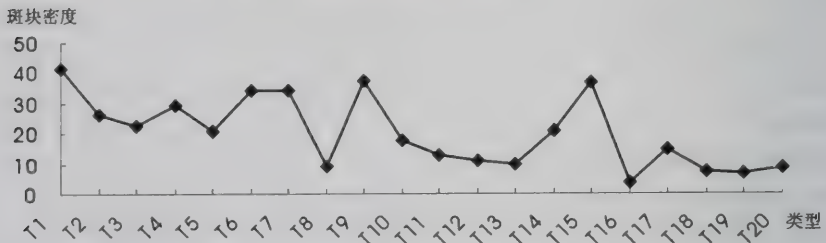


图2 每种类型的斑块密度

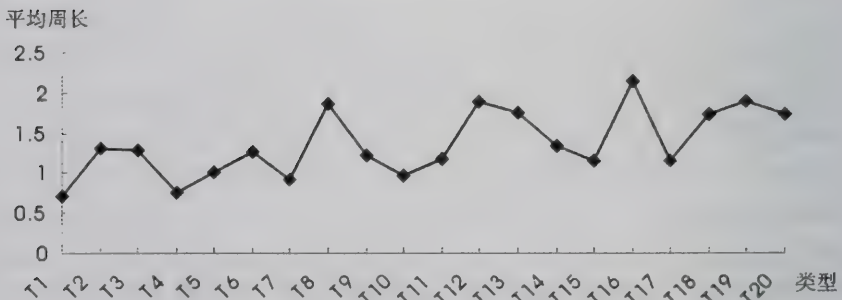


图3 每种类型的平均周长

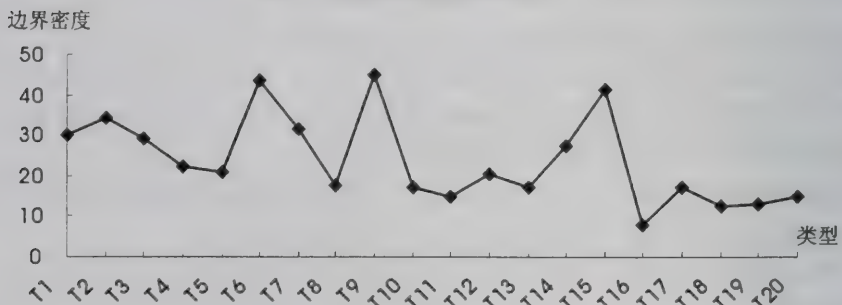


图4 每种类型的边界密度

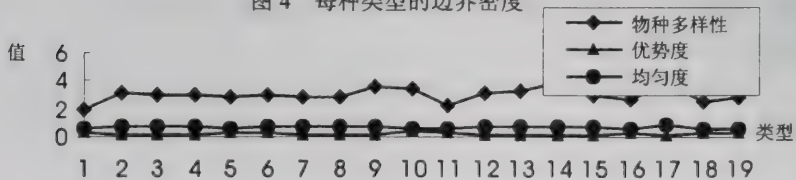


图5 大青沟森林群落物种多样性，优势度和均匀度

常用的反映景观破碎特征的指标(傅伯杰和陈利顶, 1996)。景观破碎化对物种的灭绝具有重要的影响, 包围在原有斑块周围的其他斑块, 对原有生境的物种并不适合, 物种不易扩散, 残存的斑块可以看作“生境的岛屿”。景观破碎化一是景观形态破碎化, 增强了景观边缘效应, 缩小了某一类型生境的总面积和每一斑块的核心区面积, 会影响到种群的大小和灭绝的速率, 在不连续的片断中, 残留面积的再分配影响物种散布和迁移的速率; 二是由此引起的生态功能的破碎化, 使斑块内部生态环境质量下降或生境适宜性降低。图2给出了大青沟各景观类型的斑块密度。

图2表明, 湖沼、沼泽和荒地的斑块密度相对较大, 而种子园、未利用地和未成林造林地的斑块密度相对较小。这表明, 在各景观类型中, 荒地呈现分散分布, 这也正是荒漠化潜发区。未利用地和未成林造林地的轻度破碎表明, 在它的周围植被已经开始逐步恢复。

由以上分析可以得出结论, 沿河流分布的斑块比较破碎, 而林地和种子园是大青沟的主导斑块类型。

(3) 景观类型的周长特征

从表1中可以看出, 大青沟的21个景观类型中, 以榆树疏林斑块的周长最大, 达431.69 km, 湖沼周长最小, 仅为2.17 km, 各种景观类型的周长大小顺序为:

湖沼<果园<紫椴疏林<居民区<樟子松林<油松疏林<牧场<科尔沁杨林<杨树疏林<色树疏林<种子园<水曲柳黄波罗林<杨树密林<沼泽地<柞树疏林<荒地<农地<未成林造林地<未利用地<榆树疏林

所以, 周长与面积的分布规律不太一致, 不同的斑块其分维数也不太一样。榆树疏林斑块相对比较规则, 而水曲柳黄菠萝林斑块的形状最复杂。

景观类型的斑块平均周长, 从统计意义上揭示出一个景观类型的斑块拥有边界的长度, 种子园最大, 而湖沼最小(图3); 榆树疏林斑块和未利用地斑块分布比较均衡, 它们的周长较大, 而平均周长也比较大; 而农地则不一样, 它的周长排第17位, 而平均周长则排第5位。

景观类型的边界密度是指景观类型周长与类型面积的比例, 反映了一个景观类型单位面积所拥有的周长(马克明, 1998)。单位面积上的周长值大, 景观类型被边界割裂的程度高; 反之, 景观类型被边界割裂的程度低。因此, 该指标在一定程度上反映了景观类型的破碎化程度。图4是内蒙古大青沟的各种景观类型边界密度比较图, 其中以河流两侧的沼泽地的边界密度最大(45.04 km/hm^2), 水曲柳黄菠萝林斑块第二(43 km/hm^2), 种子园的边界密度最小(7.83 km/hm^2); 荒地的面积尽管不大, 边界密度却达 41.43 km/hm^2 , 换言之, 荒地的复杂边界造成了其他类型斑块的破碎, 是产生荒漠化的前兆。

就林地而言, 位于大、小青沟两侧的水曲柳黄菠萝疏林、紫椴疏林、色树疏林、柞树疏林受地形影响, 且人类干扰程度较轻, 其边界较为复杂, 表现出较大的边界密度, 即较大的破碎性; 而距居民区较近, 人类干扰程度较为强烈的种子园附近的林地(如油松林、樟子松林), 其形状较为规整, 斑块的边界密度较小, 破碎化程度较低; 榆树疏林面积大, 分布较为均匀, 斑块间的连接程度较大, 故边界密度较小, 破碎程度较低。

从以上几个指标可以看出, 除受人为干扰严重的种子园外, 该区域中的榆树疏林斑块、未成林造林地斑块、未利用地斑块表现出了较大的类型优势, 面积较大且破碎化程度较轻, 成为该区域内的主导景观类型; 而位于大、小青沟两侧的各林地斑块则表现出较大的破碎

化程度。

4.2 群落多样性

群落多样性是指生物群落在组成、结构、功能和动态方面表现出的丰富多彩的差异,其研究内容主要侧重于群落组成和结构多样性(Whittake, 1992),旨在揭示群落客观存在的物种(丰富度和相对多度)和结构多样性特征。目前研究植物群落多样性的指数有很多,但按其性质大致可分为4类:①丰富度指数,用以反映样地内物种的数量特征;②均匀度指数,用以反映物种的个体数量分布是否均匀;③变化度指数,由前两类联合而成;④优势度指数(马克平, 1995; 谢晋阳, 1992)。

本文用 Simpson 指数计测生态优势度,用 Shannon-Wiener 指数计测不同群落的物种多样性,用均匀度指数计测群落物种多度的均匀度。各公式的计算方法如下:

4.2.1 Simpson 指数

$$C = \sum N_i(N_i - 1) / N(N - 1) \quad (i=1, 2, 3 \cdots S)$$

其中 C 是多样性指数, N 是样方所有种的个体数, N_i 是第 i 个种的个体数。

公式的意义是,当从包含 N 个个体 S 个种的样方中,随机抽取 2 个个体并不再放回,如果这 2 个个体属于同种的概率大,则认为样方的多样性低,反之则高。Simpson 指数更重视物种的多度,但忽视物种的数量,因而可以度量群落的生态优势度。

4.2.2 Shannon-Wiener 指数

$$D = -\sum P_i \ln P_i, i=1, 2, \dots, S$$

$$\text{或} \quad D = 3.3219(\log n - (1/N) \sum N_i \log N_i)$$

式中 N 是所有种的个体数, N_i 是第 i 个种的个体数, 3.3219 是从 \log_{10} 到 \log_2 的转化系数,该指数是以信息论范畴的 Shannon-Wiener 函数为基础的多样性指数。作为生物群落的多样性指数,这个函数预测从群落中随机抽出一个一定个体的种的不定度。当物种的数目增加,已存在物种的个体分布越来越均匀时,此不定性明显增加。由于公式的对数性质,指数值不会很高。事实上,在以群落为研究对象时,其值一般介于 1.5~3.5 之间,很少超过 4.5 (Magurran, 1998)。这个指数从最小值的零(此时表示仅一个物种)变化到最大值的 $\ln S$ (此时所有物种具有相同数量)。

4.2.3 均匀度指数 J

均匀度是指样方中各个种多度的均匀度,但其大小是通过样方所观察到的多样性指数与该样方的总个体数相同时的最大指数值的比值来度量的。这是因为总个体数和种数一定时,若所有种的多度都相等,则该样方才有最大的多样性指数。

物种的均匀度通常被定义为观察多样性与最高多样性的比率,据此,度量均匀度的计算公式为 (Shannon-Wiener 指数为基础):

$$J = D / 1.4427 [\ln N - (1/N)(\alpha(s - \beta) \ln \alpha + \beta(\alpha + 1) \ln(\alpha + 1))]$$

其中, D 为 Shannon-Wiener 指数, N 为群落中所有种的总个体数; N_i 为第 i 个种的个体数; 1.4427 是从 \log_2 到 \log_e 的转化系数; J 是均匀度; S 为群落中的总种数; β 是 N 被

S 整除以外的余数 ($0 \leq \beta \leq N$); $\alpha = (N - \beta) / s$) (彭少麟, 1993)。由以上方法计算可得表 2。

表 2 大青沟森林群落群落多样性、优势度与均匀度
Table 2 Community diversity, dominance and evenness of Daqinggou forest plant community.

编号	群落类型	位置特征	乔木 / 灌木 / 草本数	多样性	优势度	均匀度
1	金银忍冬—水曲柳群丛	沟底, 湿生	10/4/36	1.9059	0.3135	0.6353
2	变豆菜+野大豆—短梗五加— 水曲柳群丛	沟底, 湿生	12/4/35	3.1206	0.1524	0.7346
3	苔草—忍冬—水曲柳+春榆群 丛	沟底, 湿生	11/8/30	3.0111	0.2168	0.6956
4	变豆菜—山荆子—水曲柳+春 榆群丛	沟底, 湿生	12/3/39	2.9833	0.1858	0.7459
5	苔草—金银忍冬—春榆+朝鲜 柳群丛	沟底, 湿生	13/6/32	2.8817	0.2495	0.6561
6	苔草—金银忍冬—春榆+水曲 柳群丛	沟底, 湿生	13/5/34	2.9386	0.2301	0.7047
7	变豆菜—山荆子+春榆群丛	沟底, 湿生	11/3/37	2.9086	0.1870	0.7116
8	苔草—胡枝子—蒙古栎+色木 槭群丛	沟中部, 中生	6/7/57	2.8642	0.2081	0.7161
9	苔草+铁杆蒿—山里红+胡枝 子—蒙古栎群丛	沟中部, 中生	6/7/55	3.6688	0.1058	0.7805
10	铁杆蒿—山里红—科尔沁杨群 丛	沟中部, 中生	6/5/54	3.4120	0.4492	0.5597
11	马唐—山里红—蒙古栎群丛	沟中部, 中生	7/5/52	2.2409	0.3466	0.5374
12	苔草—山里红—家榆+小叶朴 群丛	沟中部, 中生	6/4/47	3.1674	0.1488	0.7456
13	羊草—大果榆群丛	沟顶, 旱生	8/5/58	3.2872	0.1509	0.7884
14	野古草—山里红—大果榆群丛	沟顶, 旱生	8/7/54	3.8758	0.0853	0.8246
15	苔草—山里红—大果榆群丛	沟顶, 旱生	7/7/50	3.0663	0.1623	0.6981
16	苔草—山杏—大果榆群落丛	沟顶, 旱生	6/4/41	2.6686	0.2814	0.5899
17	铁杆蒿—胡枝子—大果榆+蒙 古栎群丛	沟顶, 旱生	5/7/52	3.8914	0.0816	0.8380
18	铁杆蒿+苔草—山里红—大果 榆群丛	沟顶, 旱生	6/5/59	2.5101	0.3021	0.5475
19	苔草+糙隐子草—山里红—大 果榆群丛	沟顶, 旱生	6/4/57	2.8135	0.2644	0.6309

注: 金银忍冬 *Lonicera maackii*, 变豆菜 *Sanicula chinensis*, 野大豆 *Glycine soja*, 短梗五加 *Acanthopanax sessiliflorus*, 苔草 *Carex spp.*, 忍冬 *Lonicera mackii*, 春榆 *Ulmus japonica*, 山荆子 *Malus baccata*, 朝鲜柳 *Salix koreensis*, 胡枝子 *Lespedeza*

bicolor, 蒙古栎 *Quercus mongolicus*, 铁杆蒿 *Artemisia sacrorum*, 山里红 *Crataegus pinnatifida*, 马唐 *Digitaria sanguinalis*, 家榆 *Ulmus pumila*, 小叶朴 *Celtis bunge*, 羊草 *Leymus chinensis*, 大果榆 *Ulmus macrocarpa*, 野古草 *Arundinella hirta*, 山杏 *Armeniaca sibirica*, 糙隐子草 *Cleistogenes squarrosa*

由图 5 可见, 大青沟中总的可以分为 4 个群落类型: 水曲柳群落、蒙古栎群落、大果榆群落和春榆群落。水曲柳群落与春榆群落的差别不是很大, 而蒙古栎群落与大果榆群落的变化则较大。从总体来看, 大青沟地区以蒙古栎、大果榆、水曲柳、春榆为主的群落各指数差异不大。其原因可能是以水曲柳、春榆为主的群落乔木层多样性较高, 草本层物种多样性较低; 而以蒙古栎、大果榆为主的群落乔木层种类少, 物种多样性低, 草本层种类较多, 物种多样性高。在金银忍冬—水曲柳群丛中, 水曲柳占绝对优势, 因此, 它具有大的优势度、低的多样性和均匀度, 呈现出顶极状态。在马唐—山里红—蒙古栎群丛中, 群落结构比较简单, 人为干扰造成了生境恶化, 群落中的灌木与草本较少, 因此, 群落的优势度大, 多样性与均匀度低。而在铁杆蒿—苔草—山里红—胡枝子群丛中, 湿度与养分条件都较好, 群落结构较合理, 从而拥有较大的多样性与均匀度。

4.3 景观多样性与群落多样性

景观多样性与群落多样性的作用是相互的。过去, 大青沟内多为半固定沙地或流动沙丘, 形成大片的未利用地, 绿地景观被破坏而破碎化严重, 森林被大规模毁坏, 尤其是稀有树种大量减少, 景观较单一, 群落演替曾一度沿生境梯度逆向发展, 形成很多“生境岛屿”, 物种多样性低; 近年来, 在人类合理干扰下, 物种数量不断增加, 群落多样性逐渐得到恢复与发展, 景观格局发生变化, 景观多样性增加。据统计分析, 景观多样性和群落多样性的关系一般呈正态分布, 在景观类型少、大的均质斑块、小的边缘生境条件下, 物种多样性也低; 随着类型(生境)多样性和边缘物种增加, 物种多样性也增加, 当景观类型、斑块数目与边缘生境达到最佳比率时, 物种多样性最高。随着景观类型增多, 斑块数目增多, 景观破碎化, 致使斑块内部物种迁移出去, 物种多样性降低; 最后, 残留的小斑块成为有重要意义的生境, 维持着低的物种多样性(傅伯杰, 1998)。

景观异质性或时空镶嵌性有利于物种的生存和延续及生态系统的稳定(李晓文, 1999)。大青沟内沿和大、小青沟两侧的林地斑块, 如色树、柞树、椴树疏林斑块, 呈紧密型分布, 斑块破碎化程度较大(但常能维持最小生存面积), 异质性程度高, 存在多个生态交错带, 有利于不同景观类型间物种的迁移, 形成复杂的种间关系和较长的食物链, 生物多样性明显高于沟外其他景观类型。斑块面积较小, 优势度、均匀度不大的斑块如科尔沁杨林、油松疏林、樟子松疏林斑块, 呈松散型分布, 不利于营养元素的流动, 生物多样性趋于简单。即使在同一斑块类型中, 由于小生境的不同也形成了不同的物种多样性、优势度与均匀度。比如, 在水曲柳群落中, 以金银忍冬—水曲柳群丛占优势, 而春榆群落则差异不大。

5 结论与建议

(1) 位于沟上的榆树疏林斑块、未成林造林地斑块、未利用地斑块的面积较大, 平均面积也较大, 景观破碎化程度较低, 是该区域的沙地主导景观类型。

(2) 与沿大青沟两侧分布的各林地景观类型相比, 榆树疏林、未成林造林地斑块、未利用地斑块的周长、平均周长都较大, 边界密度、斑块密度较小, 景观破碎化程度较低。

(3) Shannon 多样性指数比较的结果是: 景观类型面积 < 景观类型周长 < 景观类型斑

块数<等概率状况,即该区域中面积分布最不平衡,而斑块数分布最均衡。榆树疏林斑块的 Shannon 多样性指数、优势度指数、均匀度指数最大,是该地区的主要林地景观。

(4) 大青沟中主要有 4 种群落类型,它们是水曲柳、春榆、蒙古栎和大果榆。由于乔、灌、草三层间的相互弥补,各群落类型间的多样性、优势度与均匀度差异不大。垂直结构中物种数的分布规律是:草本层数目>乔木层数目>灌木层数目。

(5) 景观多样性与群落多样性呈正相关。面积与环境因素影响景观多样性,因此也影响了群落多样性。大小青沟两侧,土壤水分条件较好,景观较破碎,景观类型丰富,群落多样性较大;而在较远地区,土壤干燥,土地利用程度较低,景观类型比较单一,群落多样性较低。

(6) 沙质荒漠化地区植被的不同恢复程度,影响着景观类型分布格局和景观多样性,也制约着各景观类型中物种的多度和丰富度。该区尚存在大片因土地荒漠化而形成的尚未利用地和植被开始恢复的未成林造林地,除榆树疏林地外,大多林地斑块的破碎化程度较大,应增强固沙力度,做好引种、抚育工作,尤其应重视灌木层培育、幼林抚育和关键种的保护工作;将面积过大的景观类型如榆树疏林地和未利用地适度破碎化,增加景观多样性,创造有利条件,形成更多的生态群落交错带或缓冲区,这将有利于该区及其周边地区遗传多样性、生态系统多样性、群落多样性的增加。相信,随着时间的推移,防沙固沙和生物多样性保护工作将日益细致,该区的景观格局将会发生较大的变化。

参考文献

- 马克平. 1995. 生物多样性的测度方法. 见: 钱迎倩、马克平(主编). 生物多样性研究的原理和方法. 北京: 中国科学技术出版社, 141~165
- 马克平. 1993. 试论生物多样性的概念. 生物多样性, 1(1): 20~22
- 马克明. 1998. 北京东灵山地区景观格局和生物多样性研究. 博士后出站报告, 35~42
- 马克明. 1998. 景观多样性测度: 格局多样性的亲和度分析. 生态学报, 18(1): 1~7
- 关文彬. 1999. 中国东北地区白桦林植被生态学的研究: 白桦林在两类植被区域内景观斑块特征比较. 北京林业大学学报, 21(5): 16~22
- 关文彬, 曾德慧等. 2000. 中国东北西部地区沙质荒漠化过程与植被动态关系的生态学研究—群落多样性与沙质荒漠化过程. 生态学报, 20(1): 93~98
- 关君蔚. 1995. 我国当前防沙治沙建设绿洲和设想. 见: 中国治沙暨沙业学会论文集. 北京: 北京师范大学出版社, 155~161
- 李晓文, 胡远满, 肖笃宁. 1999. 景观生态学与生物多样性保护. 生态学报, 19(3): 399~407
- 肖笃宁. 1991. 试论景观生态学的理论基础与方法论特点. 见: 肖笃宁(主编), 景观生态学理论方法及应用. 北京: 中国林业出版社.
- 陈灵芝. 1994. 生物多样性保护现状与对策. 见: 钱迎倩, 马克平(主编). 生物多样性研究的原理与方法. 北京: 中国科学技术出版社, 13~34
- 陈灵芝主编. 1993. 中国的生物多样性现状及其保护对策. 北京: 科学出版社
- 周华锋等. 1999. 人类活动对北京东灵山地区景观格局影响分析. 自然资源学报, 14(2): 117~122
- 季维智, 朱建国. 1994. 保护生物学的基本原理、方法和研究内容. 见: 钱迎倩, 马克平(主编). 生物

- 多样性研究的原理与方法. 北京: 中国科学技术出版社, 104~113
- 郑元润. 1998. 大青沟残遗森林植物群落特点及种间联结性研究. 植物学通报, 15 (5): 44~49
- 郑元润. 1998. 大青沟森林植物群落多样性研究. 生物多样性, 6 (3): 192~193
- 郑元润. 1998. 大青沟植物群落起源探讨. 林业科学, 34 (6): 22~28
- 俞孔坚. 1999. 生物保护的景观生态安全格局. 生态学报, 19 (3): 9~14
- 常学礼, 邬建国. 1998. 科尔沁沙地景观格局特征分析. 生态学报, 18 (3): 225~231
- 曹新孙, 南寅镐等. 1982. 内蒙古大青沟残遗森林植物群落与西辽河流域造林问题的初步探讨. 植物生态学与地植物学丛刊, 6 (3): 185~206
- 傅伯杰, 陈利顶. 1996. 景观多样性的类型及其生态意义. 地理学报, 51 (5): 454~460
- 傅伯杰. 1995. 黄土区农业景观空间格局分析. 生态学报, 15 (2): 113~120
- 傅伯杰. 1995. 景观多样性分析及制图研究. 生态学报, 15 (4): 345~350
- 彭少麟, 王伯荪. 1983. 鼎湖山森林群落分析. I. 物种多样性. 生态科学, 2: 11~17
- 谢晋阳. 1992. 物种多样性指数与物种多度分布格局. 见: 林金安 (主编). 植物科学综论. 哈尔滨: 东北林业大学出版社, 222~223
- Burel, F., J. Baudry and J C Lefeuvre. 1993. Landscape structure and the control of water runoff. In R. G Bunce, L Ryszkowski and M G Paoletti eds. Landscape Ecology and Agroecosystems. Lewis: Boca Raton FL. 41~47
- Forman, R. T. T. and Mgodron. 1986. Landscape Ecology. New York: Wiley
- Guan, W. 1998. Assessment of the Ecological Vulnerability on Sandy Desertification in the west of Northeast China. Journal of Beijing Forestry University, 7 (1): 15~27
- MacArthur, R. H. and E. O. Wilson. 1967. The Theory of Island Biogeography. Princeton: Princeton University Press
- Magurran, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. New Jersey: Princeton University Press
- Noss, R. F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: A hierachial approach. Conservation Biology, 4: 355~364
- Peterjohn, W. T. and D. L. Correl. 1987. Nutrient dynamics in Georgia: a comparison of three transition models. Landscape Ecology, 1: 29~23
- West, N. E. 1993. Biodiversity of rangelands. Journal of Range Management, 46: 2~13
- Whittaker, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. Taxon, 21: 213~251
- Wilson, E. O. 1992. The Diversity of Life. Cambridge: The Belknap Press of Harvard University Press

The analysis of Landscape and Community Diversity in Daqinggou National Nature Reserves in Ke'rqin sands

Guan Wenbin Xie Chunhua

(Soil and Water Conservation Key Lab. of State Forestry Administration,
Beijing Forestry University, Beijing 100083)

Abstract It is of special biological significance to conserve natural remnant forestry vegetation in desertified biological fragile regions for the sake of bio-diversity restoration. Some principles of Island Biogeography, Landscape Ecology, Conservation Ecology and Restoration Ecology were applied in this paper. On the basis of its current land use map, the authors carried out their research on the natural remnant vegetation in Daqinggou, the national nature reserves, in Ke'rqin sands, and then the landscape diversities, community diversities and their relations were analyzed using the geography information systems (GIS). Some constructive conclusions were drawn, which would benefit the sustainable conservation of sands rudimental vegetation types and ecological vegetation rehabilitation or restoration. The results were as follows: (1) *Ulmus* sparse woodland was the dominant landscape type, on the contrary, other kinds of woodland landscapes fragmented severely. (2) Indexes of landscape type diversity indicated that type area < type perimeter < type patch number < equal probability, that is, areas distributed most unevenly and the patch numbers were most even, and the landscape structure lost its balance. (3) The patches, along the Daqingguo River and the Xiaoqingguo River showing a vertical distribution to the environmental gradients, distinctly had more community diversities than outside ones, but the vertical structures of species richness were grass layer > tree layer > shrub layer, indicating that the community structure was unstable. (4) The landscape diversity was closely related to the community diversity. The landscape types were rich and the patches fragmented severely in the areas near the Daqingguo River and Xiaoqingguo River, where soil and water conditions were better because of less human disturbance, thus, many ecotones were formed and the community diversity was relatively larger. While in the areas far away from rivers, the landscape types were single with little vegetation and lower community diversity due to frequent disturbances, dry soil condition and serious desertification. (5) It was the human disturbance and the desertification that destroyed the community diversity. The landscape pattern, quantity and the richness of species were determined by the degree of vegetation restoration in such desertification areas.

Key words Daqinggou, Landscape diversity, Community diversity GIS

黄河三角洲柽柳群落土壤微生物多样性^{*}

宗美娟 张明才 宋百敏 王仁卿

(山东大学生命科学院, 济南 250100)

摘要 本文以黄河三角洲新生湿地生态系统中柽柳群落的土壤微生物为研究对象, 在 1999 年度内测定了土壤微生物及与土壤氮素循环相关的重要功能群的数量动态变化趋势, 并结合土壤因子的分析, 初步探讨了该群落土壤微生物多样性在生态系统功能中所发挥的作用。结果表明, 柽柳群落土壤中各类微生物数量较少。土壤微生物的数量随季节的不同而发生变化, 6、10 月份土壤微生物活跃, 数量较多, 土壤微生物的季节变化受到土壤营养因子变化的影响。地上、地下生物种类在功能上相互关联, 存在着明显的根际效应。

关键词 柽柳群落 土壤微生物多样性 生态系统功能

黄河三角洲位于山东境内, 是中国著名的三角洲之一。在概念上有广义、狭义两种, 狭义的黄河三角洲包括近代、现代和新黄河三角洲, 其中新黄河三角洲是指 1976 年黄河改道以后形成的新淤地。新黄河三角洲从生态上讲属于新生湿地生态系统, 分布着各种天然湿地植被类型, 是候鸟迁徙的重要中转地。这一地区特有的土壤条件、地理环境和生物多样性引起了国内外有关专家的高度重视, 国家已设立自然保护区(赵延茂等, 1995)。

自 50 年代以来, 为了保护和开发黄河三角洲的各类资源, 一些高校和科研部门先后对这一地区进行了鸟类调查、植物资源调查、草地调查及海岸带资源综合调查, 但对该地区土壤微生物方面的工作很少, 缺乏相应的研究和资料, 这从全面保护生物多样性的要求看是一种缺陷, 尤其表现在植被与微生物的关系、土壤微生物重要类群的分布特征以及它们在这一地区的功能作用方面。

为了探究土壤微生物的组成及其生态系统功能并获得有意义的结果, 我们选择了在地理上相对分离的、年轻的黄河三角洲河口地区的湿地生态系统作为研究地点(该地区土壤是由黄河泥沙冲积而成, 成土时间较晚, 多样性相对较低), 并选取柽柳群落为主要研究对象。

1 研究地自然环境条件与柽柳群落的特征

黄河三角洲自然保护区位于山东省东营市, $E118^{\circ}33' \sim 119^{\circ}20'$, $N37^{\circ} \sim 38^{\circ}12'$ 之间。属暖温带季风型气候, 四季分明, 冷热干湿界限明显。年平均气温 11.9°C , 7 月温度最高, 一般 26°C 左右, 1 月份最低, 为 -4°C 。无霜期 210 天。年平均气降水量 590mm,

^{*}国家自然科学基金资助项目 (39870129)

夏季降水占全年的 66%~70%，秋季占 15%~17%，冬春两季较低，属半湿润地区。由于黄河的作用，该地区形成了岗、坡、洼相间排列的微地貌类型。成土母质为黄河冲积物，经长期的物理、化学和生物的作用，形成以潮土、盐土为主的土壤类型（赵延茂等，1995）。

柽柳（*Tamarix chinensis*），多年生落叶灌木或小乔木，是盐碱地区自然分布和造林的先锋树种，可用于编条林和薪炭林开发。主要分布在我国西北、华北地区，在山东主要分布在鲁西、鲁北及胶东和黄河故道地区，是黄河三角洲地区分布最广泛、面积最大的灌木种类，而由柽柳为单优势种的柽柳灌丛也是黄河河口地区最主要的群落类型之一。

2 材料与方法

2.1 土样采集

采样地点位于黄河三角洲国家级自然保护区大汶流管理站的核心保护区内，如图 1 所示：（图中点为大汶流管理站）。该采样地面积较大、地面平坦、土壤肥力变化不大、植被类同、人为干扰不大，划定采样范围后，采用棋盘取样法，选择分布均匀的 10 个样点，每点取样量大体一致。根外（Root-free）土壤的采集方法为在确定的取土点上，首先除去表面的土层和枯枝败叶，然后铲取 2~20cm 的土壤，混合均匀，除去石砾和残根，装入灭菌纸袋中。根际（Rhizosphere）土壤采集方法与上述方法类同，在植物根际部挖掘植物根系周围 5cm 内的土壤，深度 2~20cm，并迅速带回实验室进行相关分析。



图 1 大汶流管理站位置

2.2 土壤因子测定

根据中国科学院南京土壤研究所（1978）提供的有关方法进行测定，包括如下方面：
土壤 pH 值用电位测定法；

含水量烘干法；

有机质含量用重铬酸钾—硫酸氧化法；

全氮用高氯酸—硫酸消化法；

铵态氮用纳氏试剂比色法；

硝态氮用酚二磺酸比色法；含盐量用重量法。

2.3 土壤微生物计数

平板计数法：细菌用牛肉膏蛋白胨培养基培养 3~4 天；

真菌用查氏培养基培养 3~4 天；

放线菌用改良高氏一号培养基培养 7~10 天；

好气性自生固氮菌用阿须贝无氮培养基培养 7~10 天，

28~30℃ 恒温培养。

稀释培养法：反硝化细菌用反硝化菌培养基培养 4~7 天；

硝化细菌用硝化细菌培养基培养 10~14 天，

28~30℃ 恒温培养（许光辉等，1981）。

3 结果

3.1 样地土壤因子季节变化特征

对柽柳群落不同季节的土壤因子进行了测定，如表 1 所示。

表 1 试验地土壤因子的基本特征

Table1 Fundamental characteristics of soil factors in experimental stand

月份	pH 值	水分 (%)	盐度 (%)	有机质 (%)	全氮 (%)	C : N	硝态氮	氨态氮
Mon		water cont.	Saline matter	TOC	Total N		mg/100g	mg/100g
							NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺
4	8.00	19.22	0.37	2.16	0.35	6.17	0.41	0.54
6	7.95	13.58	1.29	3.75	0.44	8.52	0.41	0.844
8	7.96	18.20	0.40	2.77	0.29	9.54	0.37	0.911
10	7.78	16.21	0.42	3.58	0.51	7.02	0.54	0.924
12	7.64	16.75	0.55	1.88	0.42	4.48	0.50	0.674
山东滨海盐平均含量 (1994)				9.7	0.55	17.64	4.3	

结果表明在柽柳群落内，土壤有机质含量 6、10 月份较高，8 月份表现出下降。氮素在土壤中主要以有机态的形式存在，全氮含量变化范围 0.029%~0.051% 间，8 月份含量最低，其他时间较高。根据土壤中有有机质和全氮的含量计算土壤中碳源和氮源的比值，C : N 较小，年度内在 4.48~954 间变化。在柽柳群落内，土壤硝态氮含量维持在 0.37~0.54mg/100g 的较低水平上，10 月含量最高，土壤氨态氮含量在 0.54~0.92mg/100g 间变化，6~10 月份数值较大，其他时间较小，上述两者在含量上差别不大。柽柳群落土壤中各类营养物质的含量与山东省滨海盐土普查的平均统计结果 (1994) 相比含量较低，其季节变化与地上植物的生长状况、植物根系的活动状况和土壤中微生物的活动状况密切相关。在该群落中土壤呈弱碱性，5 次土样的 pH 值在 7.64~8.00 之间变化，土壤含水量在 13.58%~19.22% 间变化，土壤含盐量较高，测定结果在 0.37%~1.29% 之间变化。

3.2 土壤 3 大类微生物季节变化特征 (表 2)

细菌是研究地区土壤中最主要的微生物类型，8 月份在土壤生物中所占比例最大 (>90%)；细菌 R/S (根际与根外微生物数量的比值，下同) 在 1.3~24.1 范围内变动，4~6 月份差别最大，分别为 18.4 和 24.1，这可能与此时植物根系分泌较旺盛有关，其他时间差别较小 (1.3~3.5)。

真菌从形成菌落数量上看，远没有细菌和放线菌多，最高只占微生物总数的 2% 左右 (6 月)，大多数真菌适宜于在中性偏酸的环境中生存，群体数量低，这与柽柳群落下土壤的偏碱性有关；6 月份数量较大，其他时间较少，其中 10 月份真菌数量表现为增加，这与秋季地面植物残落物的增加有关；真菌 R/S 在 8 月份较高 (10.4)，10 月份根外数量大于根际 (0.4)。

放线菌数量仅次于细菌，远大于土壤中真菌的数量，除 8 月份土壤放线菌数量较低外，其他时间与细菌数量相近。出现这种情况可能与柽柳群落土壤营养贫瘠有关，碱性的土壤

环境也是重要的影响因素；与真菌类似，总的趋势也表现为 4、10 月份数量较大，8 月份出现下降；放线菌 R/S 比较小（1.2~6.5）。

表 2 不同季节土壤 3 大类微生物数量变化及根际效应

Table 2 Season variations of quantities of soil microorganisms and rhizosphere effect

月份	细菌 ($\times 10^3 \cdot g^{-1}$) Bacteria					真菌 ($\times 10^3 \cdot g^{-1}$) Fungi					放线菌 ($\times 10^3 \cdot g^{-1}$) Actinomycetes				
month	R	S	R/S	R/T	S/T	R	S	R/S	R/T	S/T	R	S	R/S	R/T	S/T
4	883.4	47.9	18.4	0.80	0.60	4.0	1.6	2.5	0.004	0.02	133.3	37.5	3.5	0.12	0.47
6	789.7	32.8	24.1	0.41	0.20	59.7	32.8	1.8	0.031	0.20	936.1	741.5	1.2	0.48	0.45
8	780.7	611.7	1.3	0.94	0.99	4.2	0.4	0.4	0.005	0	45.0	6.9	6.5	0.05	0.01
10	486.5	139.7	3.5	0.46	0.44	13.2	29.7	0.4	0.012	0.09	594.9	124.8	4.7	0.56	0.39
12	527.9	200.9	2.6	0.51	0.34	8.7	4.1	2.1	0.008	0.01	498.2	343.6	1.4	0.48	0.58
根际与															
根外的															
t 值															

注: $t_{0.05}=2.306$ $t_{0.01}=3.355$ R: 根际 (Rhizosphere) 根外 (Root-free) R/S: 根际与根外土壤微生物数量的比值 R/T: 根际微生物数量占总数量百分数 S/T: 根外微生物数量占总数量百分数

根据 3 大类微生物计算土壤中微生物的总数量，在植物根际范围内，8 月份微生物数量表现出下降的趋势;微生物总数量 R/S 变化特征与细菌相似。

3.3 氮素循环相关微生物功能群季节变化特征（表 3）

具有自生固氮能力的微生物种类很多，通过阿须贝无氮培养基只能检测到属于化能异养型的微生物，需要利用有机物作为碳源。一般认为，当 C：N 比值低于 40~70 时，固氮作用就非常微弱。由于固氮作用要消耗大量的碳源，土壤中 C：N 比值较低，柽柳群落中自生固氮菌数量很少，可低到每克土壤中只有几个，在总体数量较低的情况下，季节变化趋势不明显。

表 3 不同季节与氮素循环相关的微生物功能群数量变化

Table 3 Season variations of quantities of fuctional groups in relation with N cycle

月份	自生固氮菌 ($\times 100 \cdot g^{-1}$)		硝酸细菌 ($\times 100 \cdot g^{-1}$)		反硝化细菌 ($\times 10^3 \cdot g^{-1}$)	
Month	Nitrogen-fixing bacteria		Ammonia-oxidizing Bacteria		Denitrifying bacteria	
	R	S	R	S	R	S
4	148.6	8.0	542.1	53.9	11.4	0.3
6	308.2	19.3	288.9	110.1	5.2	5.2
8	204.4	20.2	1164.9	181.7	8.6	3.0
10	279.5	99.1	5390.5	2972.5	24.0	5.4
12	84.8	40.2	3179.9	30.1	12.1	0.1
根际与根						
外的 t 值						

注: $t_{0.05}=2.306$ $t_{0.01}=3.355$ 根际 (Rhizosphere) S: 根外 (Root-free) R/S: 根际与根外土壤微生物数量的比值 R/T: 根际微生物数量占总数量百分数 S/T: 根外微生物数量占总数量百分数

通过最大可能数法测定硝态氮在土壤中的含量结果表明,在 10 月份表现为数量的最高峰,这与此时土壤中氨态氮含量(0.924mg/100g)较高一致。硝酸细菌数量很少,只在个别时间检测到(4、10 月),这有培养手段的原因,同时也说明在怪柳群落内硝酸细菌种群密度较低。

本实验所检测的为广义反硝化作用,根据最大可能数法测定的数据来看,反硝化菌在 10 月数量最高,其他时间较少。反硝化作用的发生要求土壤中具有丰富的有机质(能源)和较多的硝态氮(原料),而在 10 月份,这两者相对含量较高(分别为 0.358%和 0.54mg/100g)。

4 讨论

4.1 土壤 3 大类群微生物的数量特征与生态系统特征的关系

与自然界中各类土壤微生物的一般数量比较(Gisi, 1990);该年度在怪柳群落中细菌数量在根际要低 3~4 个数量级,在根外低 2~3 个数量级;真菌数量在根际要低 2~3 个数量级,根外低 1~2 个数量级;放线菌在根际要低 2~3 个数量级,根外要低 1~3 个数量级。与环境条件良好的生态系统类型如林地(张其水等, 1990)、草原(张崇邦等, 1995)生态系统相比,土壤微生物在数量分布上差别较大;同时与怪柳群落地上植物多样性的较低水平和土壤营养物质的较低含量相对应,可以看出这一地区的怪柳群落应是一个生境环境较差的群落类型。

综观在土壤中各类微生物的数量,细菌>放线菌>真菌。这与沙地油蒿群落的研究(劭玉琴等, 1997)结果近似,而与集水区森林群落(周国英等, 1997)和苔草沼泽群落(朗惠卿等, 1994)的结果不同,在上述地区,土壤中细菌>真菌>放线菌。放线菌数量大于真菌数量应为生境条件较差的群落类型的特征之一。

4.2 土壤微生物数量季节变化特征与土壤养分含量季节变化特征的关系

土壤生态环境对土壤微生物数量的季节变化有重要影响。在植物根际环境内,8 月份土壤微生物数量较少,土壤中养分含量(有机质、全氮)也较低;在 4、10 月份,土壤微生物数量(特别是放线菌和真菌)较多,而土壤中养分含量(有机质、全氮)也较高,它们之间出现相似的规律。出现这种情况,可能是由于此时植物正处于繁殖生长盛期,需要从土壤中吸收大量的养分,在一定程度上影响了土壤微生物的繁殖发育。其他季节植物消耗土壤中的养分较少,土壤营养物质含量较高,促进了微生物的生长,这是不是土壤养分贫瘠的生态系统的特征,有待进一步验证。

土壤微生物的季节动态是一个比较复杂的问题,存在许多争议,有研究(Ma, 1983)证明,季节的变化对土壤微生物的季节动态影响不大,也有人认为(张其水等, 1990)季节对土壤微生物的确是有重要影响的。一般认为在夏季,土壤微生物数量应当较高,但这不是一个绝对的规律,土壤微生物的数量变化与研究地点的土壤、气候和植被等多种因素有关。

4.3 根际根外土壤微生物数量与土壤养分的关系

在怪柳群落中,3 大类微生物均有较明显的根际效应,根际菌量大于根外。从土壤微生物总数量看,t 测验也表明在根际、根外有显著的差异。植物生长所创造的良好根部环境条件是土壤微生物活跃的基础,特别是植物根系分泌物和脱落物提供了丰富的营养物质。

在柽柳生长的4~6月份间,从土壤微生物总数量的 R/S 比来看,根际效应较明显。出现这种情况与此时植物的生长发育状况有关,有机物质如各种次生代谢物通过植物根部排出促进了根际微生物的活动及两者之间的共生关系。

5 总结

根据以上结果,该年度内柽柳群落土壤微生物的特征可概括如下:

(1)土壤微生物数量水平较低,且细菌>放线菌>真菌,放线菌数量较大;从微生物功能群数量来看,反硝化细菌数量较多,硝化细菌和自生固氮菌较少。

(2)土壤微生物数量随季节发生变化,特别是从真菌、放线菌及根际环境中的微生物总数量变化来看,都表现为6、10月份数量较多,土壤微生物的季节变化受到土壤营养因子变化的影响。

(3)土壤微生物各类群特别是从微生物总数量水平上看,表现出明显的根际效应,4~6月份尤为明显。

参考文献

- 朗惠卿,白艳,李波,张桂荣.1994.小兴安岭落叶松苔草沼泽土壤微生物.东北师大学报(自然科学版), 4: 77~82
- 山东省土壤肥料工作站.1994.山东土壤.北京:中国农业出版社
- 劭玉琴,赵吉.1997.库布齐固定沙丘土壤微生物数量与土壤生态因子的研究.内蒙古大学学报(自然科学版), 28(5): 715~719
- 许光辉,郑洪元.1981.土壤微生物分析方法手册.北京:农业出版社
- 张崇邦,杨靖春,管致锦,祖元刚.1995.羊草草原土壤微生物的分布及其与土壤因子间的关系.植物生态学报, 19(4): 368~374
- 张其水,俞新妥.1990.杉木连栽林地营造混交林后土壤微生物的季节性动态研究.生态学报, 10(2): 121~125
- 赵延茂.1995.黄河三角洲自然保护区科学考察集.北京:中国林业出版社
- 中国科学院南京土壤研究所.1978.土壤理化分析.中国科学技术出版社
- 周国英,田大伦.1997.会同集水区杉木林土壤微生物生态分布.林业科学, 33(2): 104~108
- Gisi, U., R. Schenker, R. Schulin, F. X. Stadelmann and H. Sticher. 1990. Bodenökologie. Thieme, Stuttgart
- Ma. M. 1983. Seasons variation of fungi in soil in the vicinity of Peking. Peking Nat. Hist. Bull., 7: 293~297

The study on microbial diversity and ecosystem function in *Tamarix chinensis* community of Yellow River Delta

Zhang Mingcai, Wang Renqing and zongmeijuan

(Department of Biology, Shandong University, Jinan 250100)

Abstract Yellow River Delta is a newly-formed wetland. *Tamarix chinensis* community is the dominant in this area. The factors of soil, the quantity of microorganisms and important functional groups related to N cycle in soil are surveyed in different months of 1999. The results indicate that in *Tamarix chinensis* community, the total numbers of microorganisms of different species in soil are all small. In different months, the quantities of soil microorganisms vary distinctly. In June and October, Microorganism are most active and the number is largest. All species overground and underground are correlative in ecosystem function and clear rhizosphere effect is shown.

Key words *Tamarix chinensis* community, Soil microbial diversity, Ecosystem function

附录

附 录

1. 第四届全国生物多样性保护与持续利用研讨会大会报告

报告人	报告题目
方嘉禾 (研究员)	作物种质资源保护: 现状与行动建议
葛 颂 (研究员)	野生稻的遗传多样性与保护
黄良民 (研究员)	南海生物多样性研究进展
纪力强 (研究员)	我国生物多样性信息系统建设现状和问题
蒋志刚 (研究员)	动物行为与珍稀濒危动物迁地保护: 以麋鹿为例
康 乐 (研究员)	外来种入侵的生态学效应
李德铎 (研究员)	野生植物种质资源保存及其进展
李典谟 (研究员)	生物多样性的经济价值研究进展: 个案研究
李义明 (研究员)	野生动物贸易和动物物种保护
马俊才 (高 工)	生物多样性信息资源搜索引擎
马克平 (研究员)	国际生物多样性研究的热点问题
潘伯荣 (研究员)	干旱区生物多样性特点与保护
王 丁 (研究员)	野外长江江豚声学考察和跟踪研究
于 丹 (教 授)	中国水生植物多样性的地理分异
张大勇 (教 授)	生物多样性的生态系统功能: 进展与争论
张知彬 (研究员)	中心区、边缘区的遗传多样性

2. 作者索引

- 阿布力米提·阿布都卡迪尔····· (97)
 安树青····· (101)
 曹 同····· (204)
 陈道权····· (180)
 陈 坚····· (321)
 陈灵芝····· (296)
 陈 锐····· (21)
 陈少瑜····· (60)
 陈树森····· (162)
 陈伟烈····· (195, 270)
 陈小勇····· (28)
 程国栋····· (226)
 窦军霞····· (252)
 方 波····· (135)
 方嘉禾····· (52)
 方 强····· (169)
 甘雅玲····· (281)
 高贤明····· (101, 296)
 耿玉英····· (126)
 关文彬····· (333)
 郭 萍····· (252, 262, 286)
 郭水良····· (204)
 郭中伟····· (281)
 郝日明····· (118)
 黄忠良····· (219, 245)
 焦选茂····· (69)
 金振洲····· (325)
 雷林斌····· (169)
 李 革····· (173)
 李连芳····· (89)
 李庆华····· (173)
 李庆康····· (296)
 李瑞棠····· (155, 211)
 李先琨····· (155)
 李先琨····· (211)
 李新正····· (8)
 李义明····· (146)
 李佑荣····· (262)
 李玉媛····· (135)
 李媛媛····· (28)
 连 宾····· (21)
 刘茂松····· (101)
 刘仁俊····· (180)
 刘兴剑····· (118)
 刘亚雄····· (135)
 刘玉洪····· (252, 262)
 龙春林····· (173)
 陆慧萍····· (28)
 陆树刚····· (169)
 罗天宏····· (313)
 马克平····· (4, 296)
 马友鑫····· (252, 262, 286)
 毛志滨····· (118)
 苗 鸿····· (37)
 宁世江····· (211)
 欧晓昆····· (325)
 欧阳学军····· (219)
 欧阳志勤····· (173)
 欧阳志云····· (37)
 欧祖兰····· (155, 211)
 潘晓赋····· (76)
 司马永康····· (135)
 宋 敏····· (37)
 宋百敏····· (346)
 苏维词····· (111)
 苏宗明····· (211)
 孙 军····· (204)
 孙书存····· (101)

- 唐润琴..... (155, 211)
- 王 斌.....(95)
- 王德忠.....(97)
- 王 丁..... (180)
- 王进欣..... (252)
- 王克雄..... (180)
- 王仁卿..... (346)
- 王诗云..... (162)
- 王 巍..... (296)
- 王效科.....(37)
- 王有辉.....(21)
- 王中磊..... (118)
- 魏 卓..... (180)
- 巫志寿..... (135)
- 吴建忠..... (118)
- 夏 峰..... (173)
- 谢春华..... (333)
- 谢宗强..... (195)
- 熊高明..... (195)
- 徐国良..... (219)
- 徐中民..... (226)
- 许跃先.....(69)
- 杨芹生..... (169)
- 叶其刚..... (162)
- 殷玉恩.....(21)
- 于晓东..... (313)
- 张明才..... (346)
- 张先锋..... (180)
- 张一平..... (252, 262, 286)
- 张知彬.....(69)
- 张志强..... (226)
- 赵常明..... (270)
- 赵庆中..... (180)
- 赵文书.....(60)
- 周红章..... (313)
- 周庆珍..... (111)
- 周 伟.....(76)
- 周用武.....(76)
- 庄 平..... (188)
- 宗美娟..... (346)

3. 第四届全国生物多样性保护与持续利用研讨会通讯录

(2000 年 11 月 21~23 日 武汉)

姓名	职称/职务	工作单位	电话	E-mail
安建基	副局长	中国科学院国际合作局	010-68597232	
曹同	研究员	上海师范大学环境科学系	021-54152580	caotong@shtu.edu.cn
陈劲松	博士生	武汉大学生态所	027-87686834	sts@whu.edu.cn
陈世龙	副主任	中国科学院西北高原生物所	0971-6143619	
陈雄文	博士	中国科学院植物所	010-62591431	
陈毅峰	研究员	中国科学院水生生物所	027-87649801	chengf@ihb.ac.cn
丁炳扬	副教授	浙江大学	0571-5913912	dingby@mail.hz.zj.cn
丁圣彦	副教授	河南大学	0378-2866485	kf0656@public.kfptt.ha.cn
丁颖	编辑	中国科学院政策局	010-68597427	ying@cashq.ac.cn
窦军霞	研究生	中国科学院西双版纳热带植物园	0691-8715910	
杜庆	研究员	中国科学院西北高原生物所	0971-6143619	
樊大勇	博士后	中国科学院植物所	0101-62591431	fandayong@ns.ibcas.ac.cn
方嘉禾	研究员	中国农科院品种资源所	010-62186627	
冯正波	助工	中国科学院植物所华西亚高山植物园	028-7133653	
付德志	研究员/副所长	中国科学院植物所	010-62591431	dzfu@ns.ibcas.ac.cn
高雷	研究生	中国科学院西双版纳热带植物园	0691-8715910	
高尚宾	处长	农业部科教司	010-64193031	shthjch@agri.gor.cn
葛颂	研究员	中国科学院植物所	010-62591431	gesong@ns.ibcas.ac.cn
耿显华	研究生	武汉大学生态所	027-87686834	sts@whu.edu.cn
耿玉英	副研	中国科学院植物所华西亚高山植物园	028-7133653	
苟新京	高级工程师	青海省农业资源区划办公室	0971-6143619	
关文彬	副教授	北京林业大学国家林业局水土保持实验室	010-62337712	desertwsx@beilin.bjfu.edu.cn
管开云	研究员	中国科学院昆明植物所	0871-5219933	guangky@public.km.yn.cn
郭萍	研究生	中国科学院西双版纳热带植物园	0871-5155947	
韩兴国	研究员/所长	中国科学院植物所	010-62591431	xghan@ns.ibcas.ac.cn
郝日明	研究员	南京农业大学园艺学院	025-4432075	
侯淑琴	高工/主任	中国科学院生物多样性委员会办公室	010-82591781	dyxing@ns.ibcas.ac.cn
胡慧建	博士生	中国科学院动物所		hhj-cmc@263.net
胡瑞法	研究员	中国科学院农业政策研究中心	010-64889440	hurf@public3.bta.net.cn
黄宏文	研究员/所长	中国科学院武汉植物所	027-87501232	Hongwen@public.wh.hb.cn
黄建辉	研究员	中国科学院植物所	010-62599059	jhhuang@ns.ibcas.ac.cn
黄良民	研究员	中国科学院南海海洋研究所		

(续)

姓名	职称/职务	工作单位	电话	E-mail
黄明星		庐山植物园	0792-8282223	lszwy@sohu.com
黄忠良	副局长	鼎湖山自然保护区管理局	0758-2621187	
纪力强	研究员	中国科学院动物所	010-62634437	ji@panda.ioz.ac.cn
贾旭	研究员	中国科学院遗传所	010-64878103	
蒋南青		北京师范大学生态所	010-62209889	
蒋志刚	研究员	中国科学院动物所	010-62639067	jiangzg@panda.ioz.ac.cn
康乐	研究员/局长	中国科学院生命科学与生物技术局	010-68597439	lkang@cashq.ac.cn
李德铎	研究员/副所长	中国科学院昆明植物所	0871-5223503	dzl@mail.kib.ac.cn
李典谟	研究员	中国科学院动物所	010-62555612	lidm@panda.ioz.ac.cn
李宏俊	博士生	中国科学院动物所	010-62554027	lihj@panda.ioz.ac.cn
李连芳	博士生	中国农业大学	010-62892575	llfang@public.cav.edu.cn
李丕鹏	教授	烟台师范学院生物系	0535-6672731	lipipeng@mail.hz.zj.cn
李义明	研究员	中国科学院动物所	010-62557570	liym@panda.ioz.ac.cn
李永科	研究生	武汉大学生态所	027-87686834	sts@whu.edu.cn
李悦	副教授/室主任	北京林业大学	010-62338105	liyue@beilin.bifu.edu.cn
李中强	研究生	武汉大学生态所	027-87686834	sts@whu.edu.cn
连宾	副研/所长	贵州工业大学化学与生物工程学院	0851-6733010	binlian@hotmail.com
梁晓东	研究生	中国科学院华南植物所	020-87705626	
刘春花	研究生	武汉大学生态所	027-87686834	sts@whu.edu.cn
刘春香	研究生	武汉大学生态所	027-87686834	sts@whu.edu.cn
刘启新	研究员/主任	江苏省中国科学院植物所	025-44321280	liuqixin@public.ptt.js.cn
娄治平	处长	中国科学院生命科学与生物技术局	010-68597458	zplou@cashq.ac.cn
卢生莲	研究员	中国科学院西北高原生物所	0971-6143619	
陆宇燕	副教授	烟台师范学院生物系	0535-6672731	ipipeng@mail.hz.zj.cn
罗娅萍	编辑	《大自然》杂志	010-67024431	
马俊才	高工	中国科学院微生物所	010-62551764	ma@im.ac.cn
马克平	研究员	中国科学院植物所	010-62591431	kpma@ns.ibcas.ac.cn
马友鑫	研究员	中国科学院西双版纳热带植物园	0871-5155974	maky@xtbg.ac.cn
潘伯荣	研究员/副所长	中国科学院新疆生态与地理所	0991-3835294	
潘庆民	副教授	中国科学院植物所	010-62591431	pqm@ns.ibcas.ac.cn
潘跃芝	研究实习员	中国科学院昆明植物所植物园		
沈慧	博士后	中国林科院森环所	010-62888323	
时意专	编辑	《生物多样性》编辑部	010-62591431	biodi@caf.forestry.ac.cn
司慧	主任科员	国家海洋局		
唐芳	博士生	武汉大学生态所	027-87686834	sts@whu.edu.cn
田文忱	高工	中国科学院生物多样性委员会办公室	010-68597740	wctian@cashq.ac.cn

(续)

姓名	职称/职务	工作单位	电话	E-mail
王丁	研究员/副所长	中国科学院水生生物研究所	027-87801331	wangd@ihb.ac.cn
王东	副教授	武汉大学生态所	027-87686834	sts@whu.edu.cn
王婷	博士生	武汉大学生态所	010-82591781	tingwang@ns.ibcas.ac.cn
于晓东	副研	中国科学院动物所	010-62562794	
于兴军	博士生	武汉大学生态所	027-87686834	sts@whu.edu.cn
岳明	副教授	西北大学生命科学学院	029-8302050	yueming@nwu.edu.cn
詹选怀	副教授	庐山植物园	0792-8282223	lszwy@sohu.com
张大勇	研究员/所长	北京师范大学生态所	010-62209889	dzyzhang@bnu.edu.cn
张军	博士生	北京师范大学	010-62208999	gejp@bnu.edu.cn
张林艳	研究生	中国科学院华南植物所	020-87705626	
张焱	研究生	中国科学院植物所	010-62591431	zy776@263.net
张一平	研究员	中国科学院西双版纳热带植物园	0871-5160904	yipingzh@xtbg.ac.cn
张知彬	研究员/副所长	中国科学院动物所	010-62556418	zhangzb@panda.ioz.ac.cn
张志强	副研	中国科学院资源环境科学信息中心	0931-8271245	zhangzq@ns.lzb.ac.cn
张志翔	副教授	北京林业大学	010-62338015	zx.zhang@263.net
章群	博士生	暨南大学水生所	020-85220239	tzhangq@jnu.edu.cn
赵常明	博士生	中国科学院植物所	010-62591431	
赵之伟	副主任	云南大学	0817-5033292	
周红章	副研究员	中国科学院动物所	010-62562794	zhouhz@panda.ioz.ac.cn
周霞	研究生	中国科学院华南植物所	020-87705626	
庄文颖	研究员	中国科学院微生物所	010-62593059	
卓亚雄	记者	台湾联合报	0886-2-27268541	xiao1031@udngroup.com.fw
宗美娟	研究生	山东大学生命科学院	0531-8563573	

4. 国内近年来生物多样性方面的出版物简介(续 III)

1 正式出版物

- 1.1 钱迎倩, 甄仁德主编. 1995. 生物多样性研究进展: 首届全国生物多样性保护与持续利用研讨会论文集. 北京: 中国科学技术出版社, 90 万字
- 1.2 陈宜瑜主编. 1998. 生物多样性与人类未来: 第二届全国生物多样性保护与持续利用研讨会论文集. 北京: 中国林业出版社, 75 万字
- 1.3 姜汉桥, 欧晓昆主编. 1998. 生物圈保护区: 生物多样性保护与可持续发展. 昆明: 云南大学出版社, 36 万字
- 1.4 陈道海, 钟炳辉. 1999. 保护生物学. 北京: 中国林业出版社, 23.8 万字
- 1.5 Su Zhixian(苏智先), Li Yunxiang(黎云祥). 1999. Introduction to Biological Diversity. Chengdu: Sichuan People's Publishing House, pp 386
- 1.6 高振宁, 徐海根. 2000. 中国-俄罗斯生物多样性信息管理研究. 北京: 中国环境科学出版社, 23 万字
- 1.7 Richard Primack, 季维智. 2000. 保护生物学基础. 北京: 中国林业出版社, 36 万字;
- 1.8 孙儒泳. 2000. 生物多样性的启迪. 上海: 上海科技教育出版社, 2.6 万字
- 1.9 许智宏主编. 2000. 面向 21 世纪的中国生物多样性保护: 第三届全国生物多样性保护与持续利用研讨会论文集. 北京: 中国林业出版社, 78.8 万字
- 1.10 周延鑫, 谢丰国, 吴声华, 周文豪编. 2000. 2000 年海峡两岸生物多样性与保育研讨会论文集. 台中: 国立自然科学博物馆, 77 万字
- 1.11 陈灵芝, 马克平主编. 2001. 生物多样性科学: 原理与实践. 上海: 上海科学技术出版社, 30 万字
- 1.12 国家环保总局. 2001. 中国履行《生物多样性公约》第二次国家报告. 北京: 中国环境科学出版社, 22 万字
- 1.1 李思发. 2001. 长江重要鱼类生物多样性和保护研究. 上海: 上海科学技术出版社, 17.1 万字
- 1.14 金鉴明主编. 2002. 第二届生物多样性保护与持续利用高新科学技术国际研讨会论文集. 北京: 北京科学技术出版社, 45 万字
- 1.15 蒋志刚主编. 2002. 天坑地缝风景名胜区生物多样性研究与保护. 北京: 中国林业出版社, 25 万字
- 1.16 蒋有绪, 王伯荪, 臧润国, 金建华, 廖文波等. 2002. 海南岛热带林生物多样性及其形成机制. 北京: 科学出版社, 59 万字

2 非正式出版物

- 2.1 白永飞. 植物多样性和植物功能群组成对温带草原生态系统生产力的稳定性影响(博士后出站报告). 北京: 中国科学院植物研究所, 128 页
- 2.2 李义明, 于丹, 马克平编辑. 2000. 生物多样性保护与区域可持续发展: 第四届全国生物多样性保护与持续利用研讨会论文摘要集. 北京: 中国科学院生物多样性委员会、国家环保总局自然生态保护司、国家林业局野生动植物保护司、农业部科技教育司、国家

海洋局环境保护司, 90 页

- 2.3 任海保. 2000. 北京东灵山植物群落物种多样性垂直分布格局研究 (硕士学位论文). 北京: 北京林业大学, 133 页
- 2.4 张太平. 2000. 柚类种质资源及其遗传多样性研究 (博士学位论文). 广州: 中国科学院华南植物研究所, 110 页
- 2.5 马克平, 孙儒泳主编. 2001. 中国关键地区生物多样性保育的研究论文汇编(1998~2000). 北京: 中国科学院植物研究所, 576 页
- 2.6 成克武. 2002. 北京喇叭沟门林区植物多样性及其保护研究 (博士学位论文). 北京: 北京林业大学, 146 页
- 2.7 洪德元主编. 2002. 长江流域生物多样性变化、可持续利用与区域生态安全论文集(1-3 集). 北京: 中国科学院植物研究所, 1172 页
- 2.8 宋明华. 2002. 克隆植物的分布及其与环境 and 物种多样性的关系 (博士学位论文). 北京: 中国科学院植物研究所, 105 页

(马克平辑)

收到期	2005
来源	赠送
书价	70.00
单据号	
开票日期	

中科院植物所图书馆



S0047298

ISBN 7-5038-3201-0



9 787503 832017 >

ISBN 7-5038-3201-0/Q · 0043

定价：70.00元

